

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

COMME EXIGENCE PARTIELLE
À L'OBTENTION DE LA
MAÎTRISE AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT
M. Sc. A.

PAR
Pascal Martial FOKOU MBOGNE

BIORÉMÉDIATION AUGMENTÉE DE SOLS CONTAMINÉS AUX
HYDROCARBURES LOURDS PAR AJOUT DE SUBSTRATS ORGANIQUES

MONTREAL, LE 11 JANVIER 2017



Pascal Fokou Mbogne, 2017



Cette licence Créative Commons signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Frédéric Monette, Directeur de mémoire,
Département de génie de la construction, École de technologie supérieure

M. Mathias Glaus, président du jury,
Département de génie de la construction, École de technologie supérieure

M. Robert Hausler, membre du jury,
Département de génie de la construction, École de technologie supérieure

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

MONTRÉAL, LE 24 NOVEMBRE 2016

BIORÉMÉDIATION AUGMENTÉE DE SOLS CONTAMINÉS AUX HYDROCARBURES LOURDS PAR AJOUT DE SUBSTRATS ORGANIQUES

Pascal FOKOU MBOGNE

RÉSUMÉ

La pollution des sols par des polluants organiques tels que les hydrocarbures pétroliers (HP) a longtemps été une problématique pour l'environnement, car plusieurs de ces composés sont persistants et difficilement biodégradables. Il a été démontré que leurs propriétés physicochimiques et parfois la complexité du sol ne favorisent pas leur biodisponibilité face aux attaques des microorganismes. C'est pourquoi il est proposé dans ce projet expérimental d'étudier une méthode de traitement alternative de ces sols contaminés par des apports de substrats organiques (résidus organiques municipaux ou fumiers de volailles). Elle vise à utiliser ces substrats organiques en compostage comme matrice adsorbante aux polluants organiques, puis une prise en charge de ces polluants par le consortium de microorganismes présents dans le processus de compostage (qui induit lui-même une élévation de température favorable aux réactions biochimiques). Cette méthode cherche ainsi à favoriser la biodégradation des hydrocarbures pétroliers présents dans le sol par un processus de co-compostage des substrats organiques. La présente étude s'est intéressée à l'influence de certains paramètres d'étude tels que la température, le ratio carbone/azote, la nature et le taux de substrat organique amendé, etc. sur l'amélioration du taux d'abattement des HP.

Les essais réalisés durant des cycles de 42 jours, à l'échelle du laboratoire et dans des bioréacteurs de 18.9 litres ont présenté des résultats prometteurs. Les substrats organiques ont joué en effet un rôle important sur la biostimulation (apport de nutriments) et la bioaugmentation (apport microbien) des microorganismes indigènes du sol, mais également sur la biodisponibilité des polluants organiques. Il a été également démontré à cette échelle que la température et le taux de substrat organique améliorent systématiquement le taux de biodégradation des hydrocarbures pétroliers. De même la chaleur générée par les microorganismes s'est avérée proportionnelle à la nature et au taux de substrat organique utilisé. Avec 60 % (w/w) de fumier de poulets, pour un ratio C:N de 20:1 et un taux d'humidité compris entre 52-58 %, l'activité microbienne a pu ainsi générer une température de plus de 58°C et assurer un taux d'abattement des hydrocarbures pétroliers de 68 % pour les C₁₀-C₅₀ et 48 % pour les HAP et ce, en seulement 42 jours de traitement.

Les résultats d'un tel projet expérimental pourraient contribuer à l'élargissement des différentes techniques de réhabilitation des sols pollués et ce, possiblement à moindres coûts.

Mots clés : Co-compostage, biodégradation, microorganismes, substrats organiques, sol contaminé, hydrocarbures pétroliers.

BIOREMEDIATION INCREASED FROM CONTAMINATED SOIL WITH HEAVY HYDROCARBONS BY ADDING ORGANIC SUBSTRATES

Pascal FOKOU MBOGNE

ABSTRACT

Soil pollution by organic pollutants such as petroleum hydrocarbons (HP) has long been a problem for the environment because several of these compounds are persistent and difficult to biodegradable. It has been demonstrated that their physicochemical properties and sometimes the complexity of the soil do not favor their bioavailability in the face of attacks of microorganisms. That is why it is proposed in this experimental project to study a method of treatment alternative of these contaminated soils by inputs of organic substrates (residues urban organic manure or of poultry). It will enable the use of these organic substrates in composting as adsorbante matrix to organic pollutants not (or little) available to microorganisms, then a support for these pollutants by the consortium of microorganisms present in the composting process (which induces itself an elevation of temperature favorable to the biochemical reactions). This method will thus put in evidence the biodegradation of petroleum hydrocarbons in the soil by a process of co-composting of organic substrates, and the influence of certain parameters of study such as the temperature, carbon/nitrogen ratio, the nature and rate of organic substrate amended, etc. on the improvement of the rate of abatement of HP.

The tests performed at the laboratory scale, in bioreactors of 18.9 liters have presented promising results on the role played by the organic substrates on the biostimulation (intake of nutrients) and bioaugmentation (microbial contribution) of indigenous microorganisms of the soil, but also on the bioavailability of organic pollutants through the intimate reconciliation of the two matrices (soil/compost). It has also been shown on this scale, the temperature and the organic substrate level consistently improve the rate of biodegradation of petroleum hydrocarbons. Similarly it has been proved that the heat generated by the microorganisms is commensurate with the nature and the organic substrate rate used. With 60 % (w/w) of chicken manure, to a C:N ratio of 20:1 and a moisture content of between 52-58 %, microbial activity was able to generate heat in excess of 58°C and improved the rate of reduction of petroleum hydrocarbons by 68 % for the C₁₀-C₅₀ and 48 % for PAH and this in only 42 days of treatment.

The results of such an experimental project could contribute to the widening of the various techniques for the rehabilitation of polluted soils, possibly at lower cost.

Keywords : Co-composting , biodegradation, microorganisms, organic substrates, contaminated soil, petroleum hydrocarbons.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1	3
REVUE DE LITTÉRATURE	3
1.1 Cadre réglementaire.....	3
1.2 Systèmes dynamiques du sol	4
1.2.1 Définition.....	4
1.2.2 Phénomènes chimiques	5
1.2.3 Phénomènes physiques.....	5
1.2.4 Phénomènes physico-chimiques.....	5
1.3 Microbiologie du sol	6
1.3.1 Familles hétérotrophes.....	6
1.3.2 Bactéries	8
1.3.3 Actinomycètes	8
1.3.4 Champignons.....	9
1.4 Hydrocarbures pétroliers	10
1.4.1 Définition.....	10
1.4.2 Caractéristiques et conditions physico-chimiques de biodégradation des hydrocarbures pétroliers.....	11
1.4.3 Risque toxicologique.....	12
1.4.4 Devenir des hydrocarbures pétroliers dans le sol	13
1.4.4.1 Volatilisation.....	14
1.4.4.2 Biodégradation	14
1.4.4.3 Adsorption.....	15
1.5 Cinétiques de biodégradation des hydrocarbures pétroliers dans le sol	16
1.6 Facteurs biologiques favorisant l'accessibilité et la dégradation des hydrocarbures pétroliers dans le sol.....	17
1.7 Biorémédiation par co-compostage des sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers	18
1.7.1 Généralités.....	18
1.7.2 Différentes techniques de biorémédiation	19

1.7.2.1 Bioaugmentation	20
1.7.2.2 Biostimulation	20
1.8 Co-compostage de sol contaminé	21
1.8.1 Définition	21
1.8.2 Rôle d'un substrat organique dans un processus de co-compostage de sol contaminé	21
1.8.3 Types de substrats organiques utilisés en co-compostage	21
1.8.4 Phases d'un processus de co-compostage	23
1.8.5 Paramètres influençant le processus de co-compostage	25
CHAPITRE 2	27
MATÉRIEL ET MÉTHODES	27
2.1 Approche générale	27
2.2 Matériels utilisés	31
2.2.1 Description de l'unité pilote (bioréacteur)	31
2.2.2 Intrants	33
2.2.2.1 Sol	33
2.2.2.2 Substrat organique	35
2.2.3 Suivi des variables et paramètres de l'étude	36
CHAPITRE 3	39
RÉSULTATS	39
3.1 Compostage des substrats organiques en absence de sol	39
3.2 Compostage des substrats organiques en présence de sol contaminé en hydrocarbures pétroliers	41
3.3 Détermination du taux d'humidité en fonction de l'apport en substrat organique ..	42
3.4 Influence du taux de substrat organique sur la biodégradation des hydrocarbures pétroliers	42
3.5 Influence du ratio C:N sur le taux de biodégradation des hydrocarbures pétroliers	45
3.6 Étude cinétique de biodégradation des hydrocarbures pétroliers	47
CHAPITRE 4	49
DISCUSSION	49
4.1 Compostage de substrat organique en présence de sol contaminé aux hydrocarbures pétroliers	49

4.2 Influence du taux de substrat organique sur la biodégradation des hydrocarbures pétroliers	50
4.3 Influence du ratio C:N sur la biodégradation des hydrocarbures pétroliers	51
4.4 Étude cinétique de biodégradation des hydrocarbures pétroliers	51
CONCLUSION.....	55
ANNEXE I CADRE LÉGISLATIF AU QUÉBEC ET AILLEURS.....	57
ANNEXE II CARACTÉRISTIQUES PHYSICOCIMIQUES DU FUMIER DE POULET.....	65
ANNEXE III ANALYSE DE LA LISTE DES HAP DU SOL CONTAMINÉ	67
ANNEXE IV ANALYSE DES C ₁₀ -C ₅₀ DU SOL CONTAMINÉ	69
ANNEXE V ÉTUDE GRANULOMÉTRIQUE DU SOL.....	71
ANNEXE VI ANALYSE DES MÉTAUX LOURDS DU SOL CONTAMINÉ	73
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	73

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1 Classification des critères génériques d'usage de la PPSRTC.....	4
Tableau 1.2 Communautés microbiennes du sol	7
Tableau 1.3 Composition élémentaire des hydrocarbures pétroliers	11
Tableau 1.4 Propriétés physiques des hydrocarbures aromatiques.....	13
Tableau 2.1 Analyse physicochimiques du sol contaminé	34
Tableau 2.2 Caractéristique physicochimique des substrats organiques	36
Tableau 2.3 Caractéristique physicochimique des substrats organiques	36
Tableau 3.1 Récapitulatif des résultats de la 1re étape	40
Tableau 3.3 Composition et répartition des lots pour l'étude des différents ratios C:N.....	45

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1 Phénomènes dynamiques du sol.....	6
Figure 1.2 Synergie autour d'une activité microbienne.....	7
Figure 1.3 Devenir d'un polluant organique au niveau du sol.....	14
Figure 1.4 Dégradation d'un hydrocarbure en milieu aérobie.....	15
Figure 1.5 Comparaison des différents substrats organiques en fonction de leurs coefficients de minéralisation en azote (%N) et en carbone (%C)	23
Figure 1.6 Représentation des différentes phases d'un processus de co-compostage	24
Figure 2.1 Unité pilote (bioréacteur) : (à gauche) vue de haut et (à droite) de profil.....	32
Figure 2.2 Unités pilotes dans leur ensemble	33
Figure 3.1 Évolution de la température en fonction de la nature du substrat organique.....	41
Figure 3.2 Évolution de la température en fonction de la nature du substrat organique	41
Figure 3.3 Évolution de la température en fonction du taux de fumier de poulet	43
Figure 3.4 Évolution du taux d'abattement des C ₁₀ -C ₅₀ en fonction du taux de substrat organique.....	44
Figure 3.5 Taux de biodégradation de l'ensemble des 16 HAP à 60 % d'apport en substrat organique.....	44
Figure 3.6 Évolution de la température en fonction des ratios C:N.....	46
Figure 3.7 Influence des ratios C:N sur le taux de biodégradation des hydrocarbures pétroliers.....	47
Figure 3.8 Cinétique de biodégradation des hydrocarbures pétroliers	48

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
ATP	Adénosine triphosphate
C ₁₀ -C ₅₀	Hydrocarbure pétrolier contenant de 10 à 50 molécules de carbone
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CH ₄	Méthane
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CO ₂	Dioxyde de carbonique
CRAAQ	Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec
EFSA	<i>European Food Safety Authority</i> (Autorité européenne de sécurité des aliments)
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i> (Agence américaine de protection de l'environnement)
GC-MS	Chromatographie gazeuse couplée à une spectrométrie de masse
H ₂ S	Sulfure d'hydrogène
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MAPAQ	Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec
MDDEFP	Ministère de développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs
MDDEP	Ministère de développement durable, de l'environnement et des parcs
Mix	Mélange
MO	Matière organique

XVIII

NH ₃	Ammoniac
NTK	Azote Kjeldahl
Org	Organique
PPSRTC	Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés
PRTC	Politique de réhabilitation des terrains contaminés
RESC	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
RPRT	Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains
RSCTSC	Règlement sur le stockage et les centres de transfert des sols contaminés

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

J.mol ⁻¹	Joule par mole
K	Kelvin
mg/kg/d	Milligramme par kilogramme par jour
ppm	Partie par million
tours/min/d	Tours par minute par jour
UFC/g	Unité formant une colonie par gramme
w/w	% <i>weight per weight</i> (% poids par poids)
μm	Micromètre

INTRODUCTION

Les hydrocarbures pétroliers (HP) sont les contaminants du sol les plus répandus au Québec. La gestion de ces lieux contaminés varie considérablement d'un site à l'autre et souffre en général d'un manque de performance des techniques de traitement biologique. En effet, les entreprises dans le domaine ont de la difficulté à obtenir des meilleurs taux de rendement de traitement quand il s'agit des HP récalcitrants. Parmi eux, les HAP lourds, à cause de leurs caractéristiques physicochimiques sont les moins biodégradables et les plus toxiques pour l'environnement et la santé humaine.

Parmi les techniques de traitement des sols contaminés des HP récalcitrants sur le marché, la biorémediation représente la méthode de traitement alternative de réhabilitation des sols parmi les plus écologiques puisqu'elle est naturellement gérée par les microorganismes et nécessite aucun apport chimique, mais également la moins coûteuse. Seulement, elle est loin d'être parfaite puisqu'elle présente des limites assujettis au temps de traitement qui est beaucoup plus long quand il s'agit notamment de l'élimination des molécules d'hydrocarbures pétroliers lourds contrairement aux molécules légères.

Afin d'améliorer l'efficacité du procédé dans la durée, il est proposé d'étudier une nouvelle approche reposant sur le transfert des molécules HP du sol vers une matrice organique par processus d'adsorption, puis à une prise en charge de ces polluants par le consortium d'organismes présents dans le processus de compostage. C'est du co-compostage.

L'objectif de la présente étude consiste à mettre en évidence l'effet : 1) du type de substrats organiques dans le mécanisme de transfert; 2) des différents taux de substrat organique sur les températures générées et, implicitement sur l'intensité de l'activité microbienne; 3) cinétique de biodégradation des HP à différents taux de substrat organique; 4) des différents ratios C:N sur l'équilibre nutritionnel des microorganismes; 5) et leur traitement. À travers les différents points énoncés, il conviendra de démontrer la viabilité d'une telle approche pour l'enlèvement des hydrocarbures pétroliers et, en particulier les molécules les plus récalcitrants.

Ce projet expérimental, axé dans un premier temps sur l'évaluation comparative des substrats organiques et dans un second temps sur les paramètres d'optimisation du processus de co-compostage, est divisé en chapitres. La revue de littérature, en premier, évoquera les lois et règlements au Québec encadrant le traitement des sols contaminés par les HP.

Elle abordera aussi les différents systèmes dynamiques du sol et leur rapport sur le devenir des molécules HP; les types de microorganismes responsables de la biodégradation des HP du sol, ainsi que le procédé de biodégradation des HP par co-compostage. Le deuxième chapitre, matériel et méthode, décrira l'unité pilote (bioréacteur) et les intrants utilisés pour réaliser les essais expérimentaux, ainsi que l'approche méthodologique qui a permis d'atteindre les objectifs évoqués. S'en suivra le chapitre sur les résultats qui présentera les observations constatées au cours des essais expérimentaux, et les résultats des valeurs de paramètres ayant une influence sur l'optimisation du procédé de co-compostage. Enfin, une discussion et une conclusion complètera le mémoire.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présentera un état de connaissance des lois et règlements en matière de traitement des sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers; mais également sur le mécanisme biologique de traitement des contaminants organiques.

1.1 Cadre réglementaire

Au Québec, de nombreux terrains ou sites contaminés aux hydrocarbures pétroliers (HP) doivent leur origine au lourd passif environnemental dû aux activités industrielles, depuis la révolution industrielle. Cette période est d'ailleurs marquée par la forte médiatisation de l'incidence survenue au site industriel de LaSalle Coke qui aurait été à l'origine en 1988 de la publication de la première Politique de réhabilitation des terrains contaminés (PRTC), aujourd'hui devenue la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (PPSRTC) (Lavallée, 2006). Cette politique met en avant la protection des sols et de l'eau souterraine par la prévention et la réhabilitation des terrains contaminés, applicable à travers une grille de critères génériques d'usage (Tableau 1.1).

Ces mesures législatives mise en place depuis 1988 et bien d'autres lois comme la Loi 72, relative à la protection et à la réhabilitation des terrains, la sections IV.2.1 de la loi sur la qualité de l'environnement (LQE) et autres règlements régissant les terrains contaminés, comme le Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC), le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT) et le Règlement sur le stockage et les centres de transfert des sols contaminés (RSCTSC) (Annexe 1) ont permis de recenser chaque année un nombre croissant de terrains contaminés aux HP. En 2010, par exemple, le gouvernement du Québec a chiffré à 7812 le nombre de terrains contaminés parmi lesquels près de 45 % provenaient de la grande région de Montréal et de la Montérégie (MDDEFP, 2013b). Au total, 38 % de ces sols contaminés (soit près de 300 000 tonnes métriques) se retrouvent encore dans des lieux d'enfouissement sans être traités ou valorisés (MDDEP, 2012).

Tableau 1.1 Classification des critères génériques d'usage de la PPSRTC

Classe A	Il s'agit de la teneur de fond des contaminants se trouvant de façon naturelle dans le milieu ou ayant présenté une concentration inférieure à la limite de détection de la méthode analytique pour les produits chimiques organiques. Le sol est donc exempt de contamination et peut être utilisé sans restriction.
Classe A-B	C'est la limite de contamination acceptable de contamination pour l'utilisation des sols à vocation résidentielle, récréative ou institutionnelle.
Classe B-C	Le sol est contaminé mais peut être utilisé, hors secteurs résidentiels, par des installations commerciales et industrielles ainsi que pour les usages récréatifs peu sensibles. Des travaux de restauration sont requis dans le cas d'une utilisation résidentielle et institutionnelle du sol et pour des usages récréatifs sensibles, comme les terrains de jeu, les garderies, etc.
Classe C+	Le sol doit faire l'objet de mesures correctives.
Classe D+	Le règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC) a établi ce critère comme seuil au-delà duquel les sols doivent subir un traitement préalablement à leur disposition dans un site autorisé à cette fin.

Aujourd'hui, le gouvernement s'est fixé des nouveaux objectifs d'amélioration qui consistent, entre autres, au traitement ou la valorisation de plus de 80 % des sols et sites contaminés recensés à ce jour, la promotion des technologies vertes et durables de traitement in-situ et l'application des redevances plus coûteuses pour l'enfouissement des nouveaux sols contaminés.

1.2 Systèmes dynamiques du sol

1.2.1 Définition

Un sol est un système hétérogène et dynamique, principalement composé de particules minérales, de matières organiques, d'eau, d'air et d'organismes vivants (Eldor, 2007).

C'est un milieu biologique où vivent des êtres microscopiques, mais également où se déroulent des phénomènes chimiques, physiques et physico-chimiques, etc. Ces phénomènes sont qualifiés de systèmes dynamiques et ont lieu essentiellement dans la phase liquide du sol et à son interface avec la phase solide. La connaissance scientifique d'un tel écosystème, pour le moins complexe, constitue un pas important à la compréhension du devenir des polluants organiques et de leur processus de biodégradation, etc.

1.2.2 Phénomènes chimiques

Ce sont des phénomènes de transformation chimique du sol. Parmi eux, l'hydrolyse, l'ionisation, l'oxydo-réduction et autres réactions chimiques des composés organiques. Ces phénomènes se déclinent en deux grandes catégories de transformation :

- celles qui conduisent à la dégradation des composés organiques et minéraux;
- et une de synthèse comme celles catalysées par des systèmes enzymatiques.

1.2.3 Phénomènes physiques

Ce sont ceux qui expliquent les phénomènes observés tels que la rétention ou la circulation de l'eau dans le sol, le transport des gaz et l'aération du sol, l'évolution de la structure du sol et sa mécanisation, le transport des espèces par diffusion moléculaire ou par convection ou dispersion, la pollution des eaux souterraines par le mécanisme de transport de la matière, etc. De plus, ils sont responsables de la cinétique de nombreuses transformations chimiques et de l'adsorption des substances en solution et en phase gazeuse.

1.2.4 Phénomènes physico-chimiques

En plus des phénomènes chimiques et physiques, il existe également des phénomènes physico-chimiques (Figure 1.1). Ceux-ci se déroulent aux interfaces des phases solides, liquides et gazeuses, et conduisent à des modifications d'état des molécules, sans altération de leur structure. Par exemple, ils expliquent comment une molécule organique peut passer de l'état neutre à l'état polaire ou de l'état hydrophobe à l'état hydrophile.

Ces phénomènes dynamiques du sol s'appuient sur différentes familles de microorganismes présentes au niveau du sol dont le rôle sera décrit dans les prochains paragraphes.

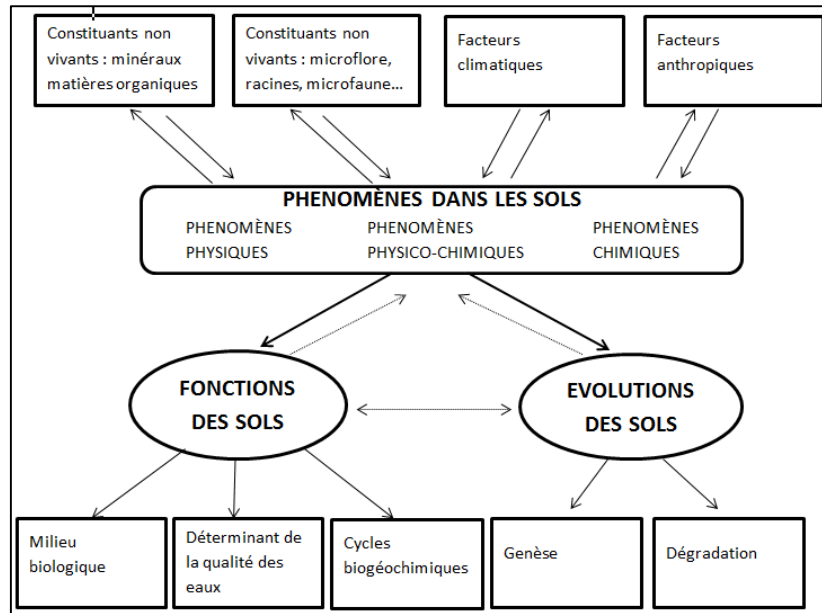


Figure 1.1 Phénomènes dynamiques du sol
Adaptée de Calvet (2003)

1.3 Microbiologie du sol

1.3.1 Familles hétérotrophes

Il en existe une biodiversité de familles hétérotrophes (êtres vivants ayant besoin d'aliments organiques pour assurer leur fonction métabolique) groupées par communauté : bactéries, actinomycètes, champignons, protozoaires, algues, etc. (Alexander, 1977; Paul et Clark, 1989, Soltani, 2004). Le tableau 1.2 présente les différentes communautés microbiennes du sol.

Tableau 1.2 Communautés microbiennes du sol
Tiré de Bonneau et Souchier (1994)

Microorganismes	Nombre (UFC/g de sol sec)
Bactéries	10^8
Actinomycètes	10^5 à 10^6
Champignons	10^5
Algues	10^4 à 10^5
Protozoaires	10^4

Parmi eux, les bactéries, les actinomycètes et les champignons sont les plus nombreux et ils jouent un rôle essentiel dans la biodégradation des hydrocarbures pétroliers (Fernández-Luqueño *et al.*, 2010). Leur abondance, leur biodiversité, leur cinétique de réaction et leur faculté à biodégrader les polluants organiques font de ces trois groupes de familles des redoutables agents dégradants. En effet, pour se reproduire, ces microorganismes sont capables d'oxyder et de réduire tout type de matières organiques. Mais pour cela, toutes les conditions doivent être réunies : les nutriments doivent être en mesure de leur fournir de l'énergie nécessaire pour la croissance cellulaire, de fournir des matériaux organiques et inorganiques pour la synthèse des constituants cellulaires et de se substituer à un accepteur d'électrons libres pour la production d'énergie (Figure 1.2).

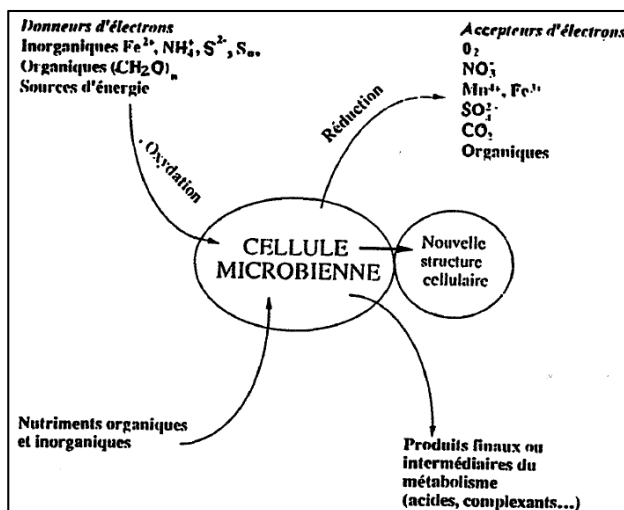


Figure 1.2 Synergie autour d'une activité microbienne
Tirée de Bidaud (1998)

1.3.2 Bactéries

Les bactéries sont des organismes de quelques micromètres. Ce sont les plus abondants de la flore microbienne. On estime que pour 1 g de sol, le nombre de bactéries est en moyenne de 10^8 parmi lequel 10^4 espèces différentes seraient présentes (Bonneau et Souchier, 1994; Wackett et Hershberger, 2000). Les plus représentés sont des bactéries aérobies telles que l'Arthrobacter (5 à 60 % des UFC), le Pseudomonas (3 à 20 %) et le genre Bacillus (7 à 67 %) (Alexander, 1977). On les trouve majoritairement dans les sols à granulométrie fine (2 à 20 μm), car les micropores représentent une niche écologique d'environ 80 % de microorganismes (Milton, 2007). Elle s'explique par l'abondance des matières organiques et la présence d'eau et d'air contenus dans cette section du sol. En présence de matières organiques facilement biodégradables, considérées comme une source d'énergie pour leur développement, les bactéries ont la faculté de se procurer d'autres sources d'énergie provenant de la dégradation des molécules polluantes. Elles seraient donc en mesure de dégrader de cette façon les hydrocarbures pétroliers (Peng *et al.*, 2008) et de se développer dans un milieu à haute température.

1.3.3 Actinomycètes

Les actinomycètes, tout comme les bactéries sont des organismes de quelques micromètres. Aussi appelés les actinobactéries, ils sont considérés comme faisant partie de la famille des bactéries. Ils rivalisent en complexité morphologique avec certains types de champignons. Ils agissent plus tardivement que les bactéries et supportent mal la chaleur. Les actinomycètes prennent le relais des bactéries lorsque l'activité de celles-ci diminue et s'attaque particulièrement aux structures plus résistantes comme la cellulose, l'hémicellulose, la lignine et les composés organiques plus récalcitrants. Ils sont d'une grande variété et jouent un rôle essentiel dans la minéralisation des matières organiques et dans la formation de l'humus. Ils sont responsables de l'odeur caractéristique que l'on perçoit au moment du labour ou de la terre humide. Les plus répandus sont les saprophytes (Waksman, 1959).

1.3.4 Champignons

Les champignons sont des organismes de quelques micromètres à quelques millimètres. Moins nombreux que les bactéries et les actinomycètes, ils ne résistent pas à des températures supérieures à 50°C et ont la capacité de dégrader les composés organiques les plus complexes (cellulose, lignine, etc.) et les plus récalcitrants (HAP, etc.) (Haritash et Kaushik, 2009). Ce sont des organismes à caractère polaire et lipophile, à fort pouvoir oxydant, qui préfèrent un environnement acide, riche en azote et qui, par cométabolisme excrètent des enzymes solubles (lignine-péroxydases, peroxyde d'hydrogène, etc.) capables de dégrader les hydrocarbures pétroliers lourds (Cerniglia, 1997; Boonchan *et al.*, 2000). Il existe deux familles de champignons : les filamenteux lignolytiques et les non lignolytiques. L'exemple des champignons appelés communément « pourriture blanche » font partie de la famille des filamenteux lignolytiques. Ils sont responsables de la dégradation des hydrocarbures pétroliers lourds. Ils présentent aussi un grand intérêt pour des applications variées dans l'industrie papetière, agroalimentaire et pharmaceutique.

Dans un processus de biodégradation des sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers, l'intérêt des champignons est justifié par :

- la richesse enzymatique

Les enzymes sécrétées sont à l'origine de la dégradation d'une large gamme de polluants organiques. Cette diversité leur assure un grand nombre de réactions chimiques telles que l'oxydo-réduction, l'hydrolyse, les réactions de synthèse, etc. Les champignons, grâce à leurs systèmes enzymatiques (exo- et intracellulaires), justifient cette faculté qu'ils ont à biodégrader les polluants organiques et particulièrement les plus récalcitrants.

- la forte tolérance aux composés toxiques

Certains polluants organiques comme les hydrocarbures pétroliers sont toxiques pour la flore microbienne. Ils bloquent soit le système respiratoire des cellules, soit la synthèse de l'ATP ou empêche la régulation du pH cellulaire inhibant de ce fait la croissance de nombreux microorganismes. Or, les champignons sont plus tolérants à ces attaques de composés toxiques.

- la possibilité d'utiliser une culture massive d'inoculum

Il est possible d'ensemencer un sol contaminé avec des quantités massives d'inoculum d'une culture de champignons, ceci afin de surenchérir le nombre de microorganismes, favoriser l'acclimatation des souches microbiennes, minimiser la compétition avec la microflore indigène et accélérer l'activité microbienne dans un processus de biotransformation de la matière organique.

Le prochain paragraphe apportera une connaissance approfondie des hydrocarbures pétroliers, à savoir leur nature, leurs caractéristiques physicochimiques et toxicologiques, et leur devenir au niveau du sol

1.4 Hydrocarbures pétroliers

1.4.1 Définition

Les hydrocarbures pétroliers sont des molécules organiques formées majoritairement d'atomes de carbone et d'hydrogène (Tableau 1.3). Dans l'environnement, ces molécules proviennent principalement des activités humaines (industries pétrolières, chauffage, moteurs à combustion, etc.). Elles ont la particularité d'être présentes dans les différents compartiments des écosystèmes, c'est-à-dire dans l'eau, le sol et l'air ambiant. Il existe majoritairement deux grandes familles d'hydrocarbures pétroliers :

- les aliphatiques qui sont les hydrocarbures comprenant des groupes non cycliques, composés de chaînes linéaires ou ramifiées, et des groupes cycliques constitués d'au moins une double liaison covalente entre deux atomes de carbone;
- les aromatiques constitués des hydrocarbures aromatiques monocycliques tels que les BTEX et les hydrocarbures aromatiques polycycliques tels que les HAP.

Tableau 1.3 Composition élémentaire des hydrocarbures pétroliers
Tiré de Speight (2014)

Éléments	Pourcentage (%)
Carbone	83 à 87
Hydrogène	10 à 14
Azote	0.1 à 2
Oxygène	0.05 à 6
Soufre	0.05 à 6
Métaux (aluminium, nickel, etc.)	< 0.1

1.4.2 Caractéristiques et conditions physico-chimiques de biodégradation des hydrocarbures pétroliers

Les hydrocarbures pétroliers (HP) sont des composés organiques qualifiés de peu volatiles, apolaires et hydrophobes (Johnsen *et al.*, 2005). Leur solubilité dans l'eau est faible à très faible et leur pression de vapeur, de faible à modérément élevée. Leur coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}) est relativement élevé, ce qui représente un important potentiel d'adsorption sur le sol et sur les matières particulaires (ADEME, 1995b). La température est un facteur important dans la biodégradation des HP (Hogan, 1997). D'après cet auteur, les composés les plus légers disparaissent pour des températures de l'ordre de 35 à 55°C et les composés les plus lourds ont besoin d'une période de 20 jours à 45°C pour se dissiper, à l'exception du Chrysène qui disparaît très rapidement à 60°C. Les hydrocarbures pétroliers sont généralement caractérisés par :

- leur viscosité

La viscosité est définie comme étant la mesure de la résistance d'un fluide (Fingas, 2013). Elle est influencée par la température et agit directement sur le processus d'évaporation des hydrocarbures (Fingas, 2011). En effet, plus la température est élevée, plus la viscosité est basse et plus les hydrocarbures pétroliers ont tendance à s'évaporer ou à se propager rapidement au niveau du sol (EPA, 2013e).

- leur tension superficielle

Elle correspond à la force d'attraction ou de répulsion qui s'exerce à l'interface entre l'hydrocarbure et l'eau (EPA, 2013e). La tension superficielle est considérée avec la viscosité pour évaluer la rapidité de la propagation des hydrocarbures sur l'eau. Puisque la tension superficielle a tendance à diminuer lorsque la température augmente, les hydrocarbures se répandent plus facilement dans les eaux plus chaudes (EPA, 2013e).

- leur densité

Elle correspond à la masse par unité de volume. La densité est utilisée pour distinguer les hydrocarbures pétroliers (HP) légers et lourds. La densité tend à diminuer lors des processus d'altération des hydrocarbures, en particulier dans des situations suivantes : évaporation des fractions plus légères, augmentation de la température ou interaction avec les particules du sol (Radovic *et al.*, 2012).

- leur solubilité

C'est la capacité d'une substance à se dissoudre dans une autre substance. Les hydrocarbures pétroliers les plus solubles sont essentiellement les hydrocarbures légers. Plus la proportion d'hydrocarbures légers sera importante, plus la solubilité du produit pétrolier dans l'eau sera significative. La solubilité des HP est considérée par certains auteurs comme étant un facteur important à leur biodisponibilité face aux attaques microbiennes (Grimberg *et al.*, 1996, Sabatini *et al.*, 1996). Ces mêmes scientifiques considèrent que les techniques d'amélioration à la biodisponibilité des HP par des adjuvants comme les surfactants sont d'un grand avantage dans la biorémediation des sols.

1.4.3 Risque toxicologique

Le risque toxicologique existe lorsqu'il y a une exposition chronique aux hydrocarbures et une atteinte à la santé humaine. Selon Shuttleworth et Cerniglia, (1995) et Feix et al. (1995), les HP, et à l'occurrence les hydrocarbures aromatiques (HAP), peuvent présenter un potentiel carcinogène (Tableau 1.4). Celui-ci augmenterait avec le nombre de cycles de la molécule. Par exemple, le naphthalène et les composés de faible poids moléculaire, étant plus solubles et plus volatiles sont peu persistants et donc peu toxiques (Kanaly et Harayama, 2000). À contrario des composés à poids moléculaires élevés.

Tableau 1.4 Potentiel carcinogène des HAP (Shuttleworth and Cerniglia, 1995; Feix et al. 1995).

HAP	Masse molaire g.mol ⁻¹	Solubilité dans l'eau à 25°C (mg/l)	Pf (°C)	Pe (°C)	Densité g.cm ⁻³	Coefficient de partage octanol/eau (log K _{ow})	Potentiel carcinogène
Naphtalène	128.2	31.7	80	218	1.02	3.37	2B
Acénaphène	152.2	3.7	93,4	279	1,19	3.92	3
Acénaphthylène	153.2	3.91	91,8	280	1,02	4.1	N.E
Fluorène	166.2	1.68	114	298	1.20	4.18	3
Phénanthrène	178.2	1.0	101	338	1.18	4.46	3
Anthracène	178.2	0.045	215	340	1.25	4.5	3
Fluoranthène	202.3	0.206	107	384	1.20	4.9	3
Pyrène	202.3	0.132	151	396	1.27	4.88	3
Benzo[a]anthracène	228.3	0.0094	435	438	1.27	5.63	2A/ B2
Chrysène	228.3	0.0018	258	441	1.27	5.63	3/ B2
Benzo[b]fluoranthène	252.3	0.0015	167	487	1.27	6.04	2B/B2
Benzo[k]fluoranthène	252.3	0.0080	217	481	1,28	6.21	2B
Benzo[a]pyrène	252.3	0.0016	178	496	1.35	6.06	2A/B2
Dibenzo[ah]anthracène	278.3	0.0050	263	498	1.28	6.86	2B/B2
Benzo [ghi] pérylène	276.3	0.0007	278	500	1.3	6.78	3
Indéno [123,-cd] pyrène	276.4	0.0002	164	505	1.07	6.58	2A/B2

Légende : 2A/B2 : probablement carcinogène pour l'homme – 2B : potentiellement carcinogène pour l'homme – 3 : non classifiable en tant que carcinogène pour l'homme – N.E : non étudié.

1.4.4 Devenir des hydrocarbures pétroliers dans le sol

À la suite d'un déversement des hydrocarbures au niveau du sol, ceux-ci sont soumis à différents processus d'altération physique, chimique et biologique qui vont déterminer leur devenir dans le milieu (Fingas, 2013). Ceci étant, il n'est pas toujours évident de prédire avec certitude le comportement d'un polluant au niveau du sol, car celui-ci est un grand système dynamique, complexe, hétérogène et évolutif dans le temps. Ce dynamisme vivant, le plus souvent caractérisé par des phénomènes abiotiques (évaporation, etc.) et biotiques (biodégradation, etc.) dépendent beaucoup des propriétés intrinsèques du sol, des conditions environnementales, de la composition chimique et des propriétés physiques des hydrocarbures. Les phénomènes biotiques sont ceux qui participent majoritairement à la dégradation des hydrocarbures lourds tandis que les phénomènes abiotiques agissent plutôt

sur les plus légers. D'après Pernot (2012), les différents processus naturels d'altération des hydrocarbures sont la volatilisation, la biodégradation, l'adsorption, etc. (Figure 1.3).

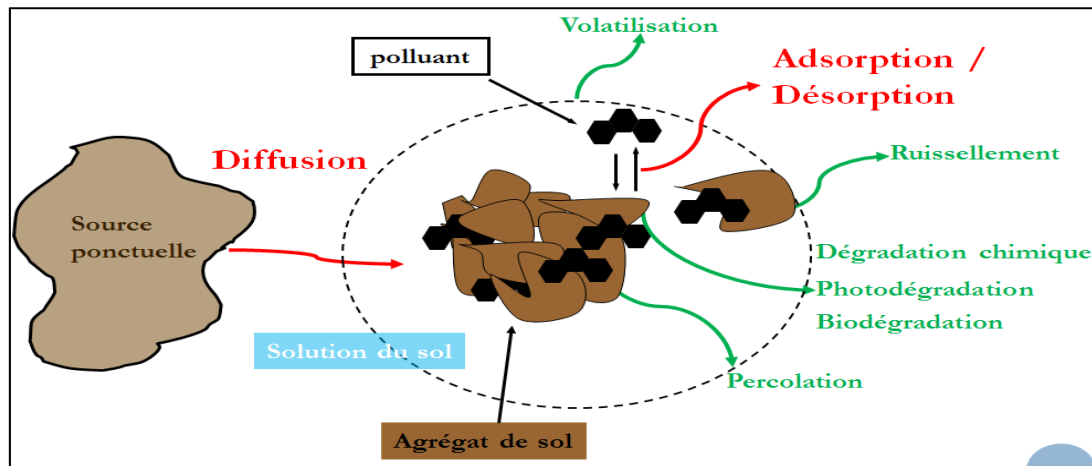


Figure 1.3 Devenir d'un polluant organique au niveau du sol
Tirée de Pernot (2012)

1.4.4.1 Volatilisation

C'est un processus qui induit la plus grande perte de masse pour les hydrocarbures légers (Neff *et al.*, 2000; Fingas, 2013). La température fait partie de ces facteurs qui influent énormément sur ce processus d'évaporation.

1.4.4.2 Biodégradation

C'est un processus de décontamination de sol qui utilise, en présence d'oxygène, les capacités épuratrices naturelles des microorganismes. D'après les auteurs Fritsche et Hofrichter (2000) ainsi que Thiem et Schulze (2003), la biodégradation est le processus le plus énergétique et le plus efficace pour rompre les liaisons des hydrocarbures. En principe, c'est un processus qui s'étale sur plusieurs mois et produit des composés plus solubles, du dioxyde de carbone et de l'eau (Figure 1.4).

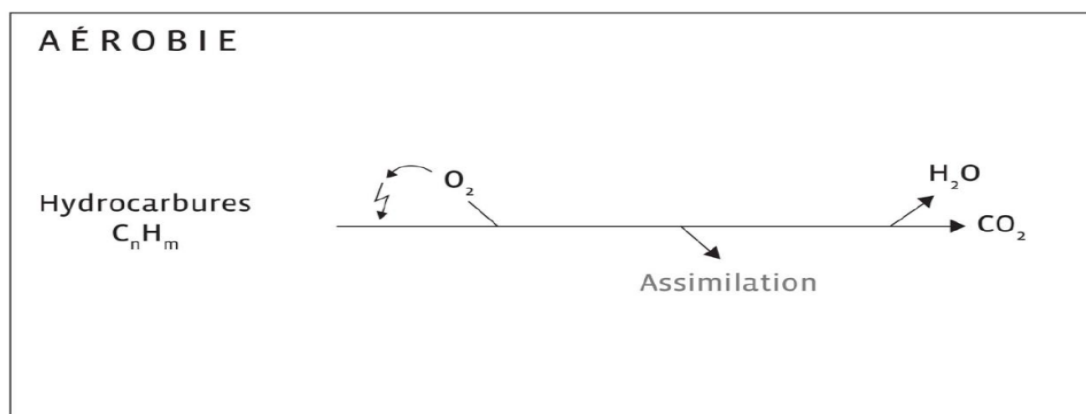


Figure 1.4 Dégradation d'un hydrocarbure en milieu aérobie
Tirée de Widdel et Rabus (2001)

Le processus de biodégradation est un phénomène qui dépend de l'activité bactérienne et des conditions environnementales ou de biodisponibilité des polluants organiques. Cependant, la présence des contaminants de type métaux lourds à fortes concentrations en solution peuvent ralentir, voire inhiber les processus métaboliques des bactéries (ATSDR, 1995 ; Hurst *et al.*, 1996).

1.4.4.3 Adsorption

À défaut d'être biodégradés, les hydrocarbures pétroliers sont le plus souvent séquestrés par les molécules du sol ou du compost (Means *et al.*, 1980; Wershaw *et al.*, 1991; Nielsen *et al.*, 1997). Liés au sol, ces contaminants sont plus résistants à l'attaque biologique que les contaminants en solution. L'adsorption est un procédé physico-chimique, naturel et passif d'accumulation des matières organiques, mettant en jeu des forces d'interactions qui retiennent l'adsorbat sur la surface de l'adsorbant. La formation de tels résidus nécessite la présence de groupes réactifs sur le contaminant et sur la matrice organique du sol (Boilag *et al.*, 1983). Quant aux HAP, il n'existe pas de tels groupes. Dans leur cas, il a été supposé que l'humification, c'est-à-dire la formation de résidus liés à la matière humique, ne peut donc avoir lieu que si des métabolites réactifs dérivés des HAP sont formés (Mahro *et al.*, 1994; Kåstner *et al.*, 1995). Elle se fait préférentiellement au niveau de la fraction organique du sol (Ehlers et Loibner, 2006) ou sinon, au niveau de la fraction minérale (Schwarzenbach et

Westall, 1981). C'est un phénomène qui peut être réversible (si adsorption physique) ou irréversible (si adsorption chimique) et dépend des conditions environnementales (température, pH, taux d'humidité, etc.), des caractéristiques du polluant (solubilité, masse moléculaire, âge du polluant, etc.), de la nature du sol (granulométrie, minéralogie, taux de matière organique, etc.) mais aussi de la synergie des phénomènes dynamiques du sol, comme vu précédemment.

Pour certains auteurs comme Hogan (1997), les hydrocarbures pétroliers peuvent former avec la matière organique des complexes qui deviennent non extractibles et non disponibles. Ce phénomène de séquestration du polluant organique par le sol met en jeu les coefficients de partage sur la matière humique liée à la surface des particules de sol (Chiou, 1983) ou la diffusion à travers les micropores tridimensionnels. Cette présence de matières humiques dans le sol reste bénéfique dans la solubilisation, le transport et la sorption des hydrocarbures les plus hydrophobes (Magee *et al.*, 1991; Johnson *et al.*, 1995a et 1995b).

1.5 Cinétiques de biodégradation des hydrocarbures pétroliers dans le sol

Les périodes de demi-vie comme paramètre et les cinétiques de 1^{er} ordre comme fonction sont le plus souvent utilisées pour décrire la dégradation des contaminants (Suthersan, 1999). Les modèles cinétiques de dégradation microbienne sont quant à eux basés sur la concentration en substrat et de la biomasse (Simkins et Alexander, 1984). Ceci aboutit à plusieurs types de cinétiques de dégradation dans les environnements naturels, souvent basés sur une approche empirique, et reflétant les niveaux rudimentaires des populations microbiennes et de leurs activités dans ces écosystèmes.

Quand le substrat est totalement disponible (sa biodisponibilité n'est pas un facteur limitant), la dégradation dépend seulement de l'activité des micro-organismes suivant une croissance logarithmique. La seconde approche, dans laquelle la cinétique de 1^{er} ordre est reliée à la densité populationnelle, est la plus réaliste. Cette approche est décrite par l'équation (1.1).

$$- dC/dt = kC^n \quad (1.1)$$

où

C = concentration en substrat

t = temps

k = constante de disparition du composé

n = 1 pour 1^{er} ordre

1.6 Facteurs biologiques favorisant l'accessibilité et la dégradation des hydrocarbures pétroliers dans le sol

Les microorganismes, par voies métaboliques, jouent un rôle essentiel dans le processus de biodégradation des hydrocarbures pétroliers (HP). Certains d'entre eux ont développé un système de signalisation, le chimiotactisme, favorisant l'accès aux HP (Samanta *et al.*, 2002). Le chimiotactisme permet aux microorganismes de se mouvoir en direction des zones du sol où les polluants sont peu accessibles (Johnsen *et al.*, 2005). Les microorganismes s'accumulent alors à l'interface entre le polluant hydrophobe et le milieu hydrophile, provoquant une augmentation du taux de dégradation des composés et souvent une augmentation de leur désorption (Law et Aitken, 2003). D'autres microorganismes au contraire ont la capacité de s'adsorber aux particules riches en polluants organiques grâce à leur paroi hydrophobe (Miyata *et al.*, 2004) et de former des biofilms (Johnsen *et al.*, 2005) ou des biosurfactants. Les biosurfactants ont la propriété d'augmenter la solubilité des composés hydrophobes et d'en améliorer l'accessibilité (Zheng et Obbard, 2002). Advenant le cas où les HP sont plus résistants à la biodégradation, il existe un processus coopératif qui peut se mettre en place : les champignons connus pour leur capacité à dégrader les polluants organiques de haut poids moléculaire, amorcent en premier la dégradation (Cerniglia, 1992). Les bactéries ensuite utilisent les produits de dégradation plus hydrophiles et plus réactifs comme sources de carbone (Boonchan *et al.*, 2000). Il en est même de l'interaction des bactéries avec les racines des plantes qui favorise souvent l'activité de dégradation des polluants dans la zone de diffusion des exsudats racinaires ou de l'oxygène.

1.7 Biorémédiation par co-compostage des sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers

1.7.1 Généralités

Depuis des décennies, plusieurs techniques de biorémédiation de sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers ont vu le jour. Et, parmi eux : le co-compostage. Les premiers travaux sur le co-compostage datent de la fin du 20^e siècle. À cette époque, des auteurs tels que Lotter *et al.* (1990), Kâstner *et al.* (1995), Hupe *et al.* (1996), Kâstner et Mahro (1996), Laine et Jorgensen (1996), Lieu et Colet (1996), Rosenbrock *et al.* (1997), Wischmann et Steinhart (1997) ainsi que Kâstner *et al.* (1999) avaient tous rapporté un fait à savoir que l'addition du compost dans un sol contaminé améliorait la dégradation des contaminants organiques et augmentait le rendement du procédé de biorémédiation. D'autres scientifiques au contraire ont vu dans l'utilisation des biosurfactants (ou tensioactif), un moyen efficace d'augmenter la biodisponibilité des polluants organiques afin de permettre leur biodégradation. L'exemple de la cyclodextrine (biosurfactant naturel), issu de la dégradation de l'amidon par la souche bactérienne *Bacillus macerans* a été citée à plusieurs reprises par des auteurs comme West et Harwell (1992) ; Grimberg *et al.* (1996); Sabatini *et al.* (1996) et Deziel *et al.* (1996).

Au 21^e siècle, début des années 2000, les recherches ont mis en évidence la biorémédiation augmentée par ajouts des substrats organiques tels que les déchets verts ou le fumier de volailles. Dans un tel processus, les auteurs comme Samanta *et al.*, (2002), Atagana *et al.* (2003), Atagana, (2004b), Amir *et al.* (2005), Antizar-Ladislao *et al.* (2006) et Doyle *et al.*, (2008) ont voulu agir spécifiquement sur la biostimulation (apport de nutriments) et/ou la bioaugmentation (apport de bactéries exogènes) de la flore microbienne indigène du sol pendant que d'autres étudiaient l'aération du sol contaminé en apportant des agents structurants et des éléments rigides favorables à sa porosité (Straube *et al.*, 2003; Quantin *et al.*, 2005). L'exemple qui a suscité le plus d'intérêt a été les travaux de recherche de Atagana (2004) lorsqu'il a démontré que le co-compostage des sols contaminés en hydrocarbures avec du fumier de volaille a contribué à l'élimination des fortes teneurs en HAP, de poids moléculaire élevé jusqu'à un niveau inférieur à 1 mg/kg et ce, sur une période de 19 mois.

Cet auteur a également évoqué que le compost issu du fumier de volaille permet d'atteindre des températures plus élevées (voisinant les 75°C). Autre exemple concret est celui des travaux de Wong *et al.* (2002) qui ont constaté que le co-compostage du sol avec du lisier de porc (25 % poids sec) pouvait réduire le taux initial de certains HAP jusqu'à hauteur de 90 % de ses teneurs initiales. Par la suite, d'autres auteurs ont mis en évidence l'importance d'inoculer des cultures de souches microbiennes pour venir à bout des polluants organiques. L'exemple de Simon *et al.* (2008) est assez révélateur puisqu'ils ont pu enlever près 68 % de HAP lourds (5 à 6 cycles aromatiques) sur 16 semaines en ayant ajouté 10 % d'inoculum constitué de microorganismes.

Suite à ces découvertes, des travaux portant sur des modèles mathématiques de prédiction sur le devenir des contaminants organiques au niveau du sol ou sur l'activité métabolique des microorganismes ont vu le jour (Vlyssides *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2011; Oudart *et al.*, 2013).

1.7.2 Différentes techniques de biorémédiation

La bioremédiation est un ensemble de techniques consistant à utiliser les capacités enzymatiques des microorganismes (bactéries, algues, champignons) pour dégrader les polluants organiques. Elle peut se faire in-situ en introduisant dans le sol les éléments nécessaires au développement de la biomasse ou bien ex-situ en traitant le sol excavé. L'utilisation des différentes techniques peut dans certains cas augmenter la dégradation des hydrocarbures pétroliers (Liebeg et Cutright, 1999; Straube *et al.*, 2003; Militon, 2007) comme l'inoculation des microorganismes spécifiques (bioaugmentation) et la stimulation de population microbienne indigène (biostimulation) par apport de nutriments ou par ajustement des conditions de milieu (potentiel d'oxydoréduction, humidité, etc.). Il existe cependant une variante de la bioremédiation : la phytoremédiation qui s'appuie sur la capacité de la rhizosphère à stimuler l'activité microbienne (Anderson *et al.*, 1993; Siciliano et Germida, 1998; Chaudhry *et al.*, 2005; Wenzel, 2008).

1.7.2.1 Bioaugmentation

C'est une méthode de traitement *in-situ*, qui consiste à ensemencer des souches spécifiques de microorganismes exogènes dans le sol afin d'optimiser l'activité microbienne indigène responsable de la biodégradation des polluants organiques (Colombano, *et al.*, 2010). Cette méthode, bien souvent, peut toutefois mettre en péril l'efficacité du traitement en conduisant au déclin de la population introduite par des réactions de compétitivité avec la microflore indigène ou par défaut d'acclimatation avec le milieu récepteur. Alors, l'autre solution consiste donc à prélever des microorganismes indigènes aptes à dégrader le polluant organique, d'en faire une culture de souche microbienne afin de les réinjecter dans le sol.

1.7.2.2 Biostimulation

C'est également une méthode de traitement *in-situ* qui consiste à améliorer les processus de biodégradation des polluants organiques, lorsque les conditions environnementales des microorganismes ne sont pas favorables. Par exemple, lorsqu'il arrive que :

- la texture du sol à traiter soit de nature argileuse rendant le milieu asphyxiant pour les microorganismes;
- le polluant soit fortement adsorbé sur les particules du sol les rendant moins disponibles à la flore microbienne;
- le site contaminé soit toxique pour la biomasse, à forte concentration en sels inorganiques comme les métaux lourds et autres composés chlorés;
- le pH du sol soit trop acide ou trop basique pour certain groupe de familles microbiennes;
- le sol soit pauvre en éléments nutritifs, en oxygène, en eau et en matières organiques.

Dans de telles conditions, certains paramètres limitants le bon développement des microorganismes sont contrôlés; lesquels notamment sont l'oxygène, les nutriments, le pH, la température, l'humidité, le taux de matières organiques, le ratio C:N, etc. Lorsque ces paramètres ne sont pas optimaux, la dégradation est partielle et dans certains cas forment des produits intermédiaires avec une toxicité supérieure aux contaminants initiaux (Bégin, 1999; Duchesne, 2013).

1.8 Co-compostage de sol contaminé

1.8.1 Définition

C'est une réaction de transfert des molécules polluantes adsorbées sur les particules du sol vers la matrice organique du compost, puis à une prise en charge de ces polluants par les microorganismes et ce, dans un contexte d'élévation naturelle de température due au processus de compostage. En d'autres mots, cela revient à faire du compostage de sol contaminé.

1.8.2 Rôle d'un substrat organique dans un processus de co-compostage de sol contaminé

L'intérêt d'amender un sol contaminé dans un procédé de co-compostage réside dans la possibilité de présenter un grand nombre de niches écologiques contenant une grande diversité microbienne et, pouvant assurer des séquences métaboliques complètes de dégradation des contaminants (Vecchioli *et al.*, 1990; Morris *et al.*, 1995; Lieu et Colet, 1996). D'autres rôles peuvent lui être attribués. En effet, le substrat organique :

- aide à améliorer la structure et l'aération du sol;
- aide à solubiliser les polluants organiques et à les rendre biodisponibles aux attaques des microorganismes;
- apporte au sol des minéraux et facilite des échanges cationiques entre les matrices;
- enrichit le sol des éléments nutritifs et d'une biodiversité de familles microbiennes;
- peut servir de milieu adsorbant pour les polluants organiques et de milieu tampon, afin de neutraliser le pH du mélange.

Ces avantages attribués à la présence du substrat organique dans un sol contaminé dépendent étroitement à la nature du substrat organique.

1.8.3 Types de substrats organiques utilisés en co-compostage

La nature des substrats organiques dans un procédé de co-compostage a une influence directe sur la structure et la composition minéralogique du compost, sur la quantité de niches

écologiques servant de refuge pour les microorganismes, sur le devenir et l'issue d'un polluant organique. Trois familles de substrats organiques sont habituellement utilisées :

- ceux qui sont riches en matières carbonées (paille, vinasse, etc.) que l'on considère comme étant des agents structurants du sol et une source d'énergie pour le développement de la flore microbienne;
- ceux qui constituent une source de matières azotées (résidus organiques domestiques, etc.);
- d'autres éléments divers tels que l'inoculum microbien, les oligo-éléments, les molécules chimiques ou biologiques, à l'exemple des boues de stations d'épuration, des algues vertes, etc.

Dans la pratique, le choix de substrat organique est généralement orienté par la valeur de son ratio C:N (la fraction carbonée sur la fraction azotée) (Figure 1.5). Une bonne combinaison de ce ratio apporte un équilibre nutritionnel de matières hétérogènes, riches en carbone et en azote, dans le développement des microorganismes. C'est la raison pour laquelle les auteurs tels que Larsen et Mc Cartney (2000), Amir *et al.* (2001), Mbuligwe *et al.* (2002), Sadaka et Taweel, (2003) ainsi qu'Antizaz-Ladislao *et al.* (2005) recommandent un rapport C:N optimal compris entre 25-30.

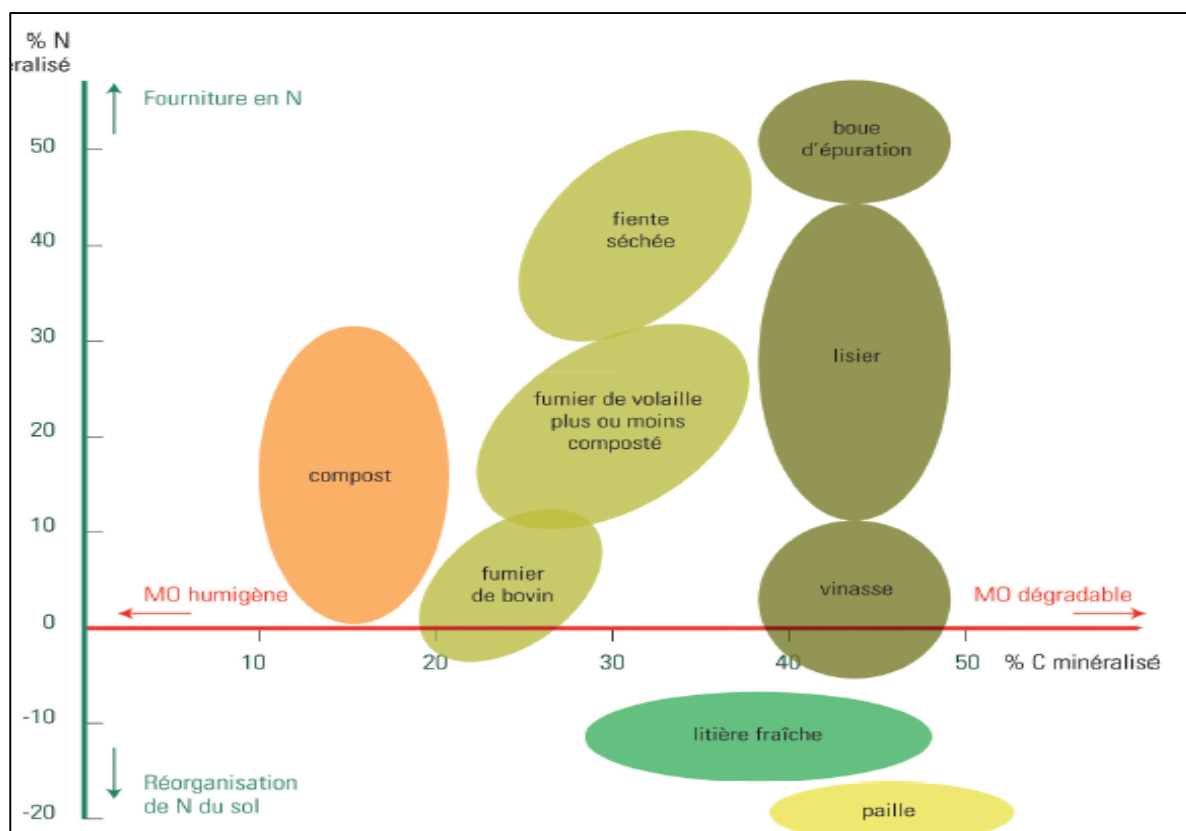


Figure 1.5 Comparaison des différents substrats organiques en fonction de leurs coefficients de minéralisation en azote (%N) et en carbone (%C)

Tirée de Chabalier *et al.* (2006)

1.8.4 Phases d'un processus de co-compostage

Comprendre les phases du processus de co-compostage revient à comprendre celles du compostage, car elles sont semblables. Le processus comporte habituellement quatre phases chronologiques : mésophile, thermophile, de ralentissement et de maturation (Kaiser, 1983) (Figure 1.6).

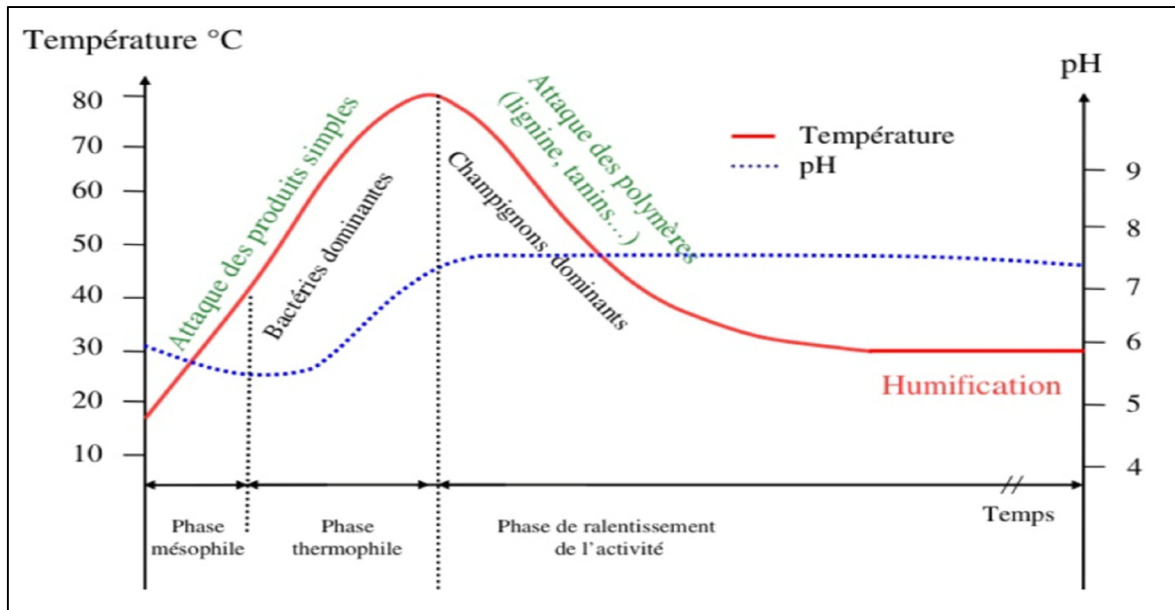


Figure 1.6 Représentation des différentes phases d'un processus de co-compostage

Un processus de co-compostage démarre en général avec des microorganismes dits mésophiles. Ces derniers ont la particularité de métaboliser très rapidement les matières organiques facilement biodégradables et d'engendrer une production de chaleur jusqu'à 40°C. Au-delà de cette température, les microorganismes dits thermophiles font leur apparition et reprennent l'activité de biodégradation de leur prédécesseur. L'activité microbienne devient alors plus intense et augmente la température du compost jusqu'à son maximum (peut atteindre les 70°C) : c'est la phase thermophile. Commence alors une période de ralentissement de l'activité biologique pendant laquelle la température diminue graduellement, par manque de sources d'aliments simples : c'est la phase de ralentissement. Pendant ce temps, des microorganismes méso et macroscopiques colonisent le milieu, de même que les éléments précurseurs de l'humus : c'est la phase de maturation. Et, c'est ainsi que le cycle prend fin. En principe, un cycle dure en moyenne 6 à 8 mois, voire plus, selon les conditions environnementales dans lesquelles évoluent les microorganismes et les paramètres de l'étude.

1.8.5 Paramètres influençant le processus de co-compostage

Il existe des paramètres pouvant freiner l'activité métabolique des microorganismes. Les principaux sont les suivants :

- taux d'humidité

Le mouvement de l'eau, lié au potentiel hydrique du sol, affecte le pH du sol et est à l'origine du transport des matières organiques, nutriments, fluides, etc. En d'autres termes; il rend possible l'activité des microorganismes. Un taux d'humidité très bas ou très élevé limite la croissance microbienne et ralentirait le processus de co-compostage. Le taux optimal dépend de substrat organique considéré et se situe généralement entre 40 et 60 % de la masse brute (Berthe *et al.*, 2007). Il est donc important de déterminer la valeur optimale d'humidité du mélange.

- oxygène

La disponibilité de l'oxygène est liée à la porosité du média solide. Cette porosité, qui représente le volume d'air sur le volume total du matériau, est optimale autour de 30-40 %. Les microorganismes s'en servent pour leur besoin respiratoire et pour l'oxydation des composés organiques et autres types de réactions. Sans oxygène, toutes activités microbiennes de type hétérotrophes sont stoppées. Il est donc important de maintenir une aération adéquate des microorganismes.

- pH

Le pH optimal pour l'activité microbienne se situe autour de la neutralité. Des valeurs de pH extrêmes (trop acide ou trop alcalin) pourraient hydrolyser ou dénaturer les microorganismes. Alors qu'avec des valeurs modérées de pH, l'acidité ou l'alcalinité favorise une plus grande diversité microbienne et conditionne ainsi l'action de ceux-ci. Aussi, il apparaît que le pH d'un milieu affecte directement la dissociation et la solubilité de nombreuses molécules organiques.

- température

L'effet de la température représente un facteur primordial concernant l'amélioration de la diffusion des hydrocarbures pétroliers en milieu complexe étant donné que la solubilité des composés, les coefficients de diffusion et les vitesses de diffusion au sein du support

sont fortement liés à la température (Ghosh *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 1995). De même, le coefficient de partage du carbone organique (K_{oc}), indicateur de la répartition du polluant dans la matière organique est très sensible à la température (Krauss et Wilcke, 2001). Cependant, l'influence de la température augmente significativement la volatilisation des hydrocarbures plus légers; celles-ci pouvant représenter la majorité des molécules de faible masse molaire (jusqu'à 90 %) (Leduc *et al.*, 1992; Vergé-Leviél, 2001). C'est le meilleur indicateur qui soit car sa variation est étroitement liée à l'activité microbienne. Lorsque la température du milieu est trop basse, l'activité microbienne est tout simplement au ralenti, voire inexistante. Par contre, lorsqu'elle est très élevée (70°C et plus), celle-ci peut compromettre la vie des microorganismes car elle inhibe leur croissance et par conséquent limite la biodégradation des polluants organiques (Finstain *et al.*, 1980).

- texture du sol

La texture du sol et sa structure peuvent modifier l'activité, le développement et la survie des microorganismes (Bonneau et Souchier, 1994). Le cas exemple d'un sol argileux, la présence d'argile limite la respiration et la croissance des champignons mais favorise celles des bactéries ou rend difficile la biodisponibilité des polluants organiques à cause de la microporosité du sol (Stotzky et Rem, 1967).

Ces différents paramètres feront l'objet d'une étude approfondie dans le prochain chapitre afin que soient définies des valeurs qui serviront à améliorer le taux de dégradation des hydrocarbures.

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Ce chapitre présentera dans un premier temps une méthodologie. Celle-ci est constituée de deux étapes : la première pour l'identification du meilleur substrat organique et la deuxième étape, les meilleures conditions des paramètres d'optimisation de traitement des sols contaminés aux HP. Dans un second temps, sera présenté l'ensemble des matériels utilisés dans le cadre du projet pilote.

2.1 Approche générale

Le procédé qui a été utilisé ici pour la décontamination d'un sol contaminé aux hydrocarbures pétroliers est celui de la biodégradation par co-compostage en présence des substrats organiques. L'étude a été réalisée en deux grandes étapes, s'échelonnant sur une période de six semaines chacune. Lors des essais, et sauf avis du contraire, le contenu de chacun des bioréacteurs expérimentaux a été ajusté de manière à ce que des conditions optimales d'opérations soient respectées, soit un ratio C:N compris entre 20 et 30 et un taux d'humidité variant entre 40 et 60 %. Des essais préliminaires de compostage, réalisés avec les deux types de substrats organiques ciblés (résidus organiques de restauration, fumier de poulet) ont permis de s'assurer de la faisabilité du projet. Les résultats et les observations rapportées ont alors permis de réajuster quelques paramètres de l'étude, à savoir la durée accordée à chacune des étapes, la fréquence quotidienne d'agitation, la conception et les dimensions du bioréacteur, etc.

1^{re} étape

Cette étape visait à tester le compostage du fumier de poulet et/ou des résidus organiques de restauration, dans un contexte hors sol, mais aussi en présence de sol contaminé en hydrocarbures pétroliers. Cette étape, d'une durée de 42 jours, a consisté en quatre séries de bioréacteurs (Tableau 2.1). Réalisée dans les mêmes conditions opératoires de base décrites ci-dessus, à l'exception de la 4^e série où le taux d'humidité est compris entre 30-35 %, toutes les séries confondues ont été soumises à une fréquence d'agitation de 12 tours/6 min/d, pour

assurer à la fois l'apport en oxygène et favoriser le transfert des polluants par le phénomène d'adsorption vers la matrice solide du substrat organique (Tableaux 2.2). Les séries d'essais ont été la suivante :

- 1^{re} série : constituée de fumier de poulet seul;
- 2^e série : constituée de résidus organiques de restauration seuls;
- 3^e série : constitué d'une mixture des deux substrats organiques dont 2/3 de fumier et 1/3 de résidus organiques de restauration;
- 4^e série : constituée des trois précédentes séries en présence d'un sol contaminé

Tableau 2.1 Répartition des lots de la 1^{re} étape

N° série	N° lot	(%) Sol	(%) Substrat Organique	Nature du substrat organique	Ratio C:N	(%) Taux d'humidité	Fréquence d'agitation
1 ^{re} série	1	0	100	Résidus organiques de restauration	30:1	50-60	12 tours/6 min/d
2 ^e série	2	0	100	Fumier de poulet	30:1	50-60	12 tours/6 min/d
3 ^e série	3	0	100	Mix (fumier + résidus)*	30:1	50-60	12 tours/6 min/d
4 ^e série	7	70	30	Résidus organiques	30:1	30-35	12 tours/6 min/d
	8	70	30	Fumier de poulet	30:1	30-35	12 tours/6 min/d
	9	70	30	Mix (fumier + résidus)*	30:1	30-35	12 tours/6 min/d

*Mix (fumier + résidus) équivaut en proportion à 75 % de fumier et 25 % de résidus organiques

Tableau 2.2 Récapitulatif des paramètres, variables et conditions d'opération de la 1^{re} étape

Paramètres fixes	Valeur
Dimension du bioréacteur	18.9 litres
Durée du cycle de traitement	42 jours
Taux d'oxygène (<i>Tomati et al., 1995</i>)	4-6 % (aération naturelle)
Ratio C:N (<i>Ma et al., 2003; Moretto et al. 2005</i>)	30:1
Fréquence d'agitation du bioréacteur	12 tours/6 min/d
Variables contrôlées	Valeur
Taux d'humidité (<i>Ma et al. 2003; Antizar et al. 2004</i>)	50-60 %
pH (<i>Zorpas et al., 2003, Sundberg et al., 2004</i>)	5.5-8
Paramètres mesurés	Analyse effectuée
Hydrocarbures pétroliers	Jour 0, 21 et 42 (d ₀ , d ₂₁ , d ₄₂)
Température	En continu à chaque 5 min
Gaz (CO ₂ , CH ₄ , NH ₃ , H ₂ S)	2 fois/semaine
Teneur en MO	2 fois/semaine
Oxygène lacunaire	2 fois/semaine
Taux d'humidité	2 fois/semaine
pH	2 fois/semaine

2^e étape

Opérée dans les mêmes conditions que la première étape, cette étape visait à tester la biorémédiation augmentée des sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers (HP) par l'ajout des deux meilleurs choix de substrat organique identifiés à l'étape précédente. Cette sélection ayant été faite par l'appui des critères suivants : une phase thermophile plus longue, un pic de température plus élevé et un meilleur taux d'abattement en HP.

Cette étape consistait en 13 bioréacteurs dont 6 constitués de sol contaminé traité avec le premier choix de substrat organique et les 6 autres avec le second choix de substrat organique (Tableau 2.4). Les bioréacteurs 2 à 5 de chacune des séries de 6 ont été soumis à une variation du taux massique de substrat organique de 15, 30, 45 et 60 % en termes d'apport au poids total du lot, 0 % étant le témoin (bioréacteur 1 contenant le sol uniquement).

Pour chaque taux de substrat organique analysé, un taux d'humidité empirique a été déterminé en conséquence afin d'ajuster la valeur de ce dernier qui, en principe, dépend du poids massique du substrat organique (Tableau 2.3). Tous les bioréacteurs ont été soumis à une fréquence d'agitation de 12 tours/6 min/d et les essais ont été réalisés suivant un ratio C:N de 30:1, sauf pour les bioréacteurs 6 et 7 où les ratios visés ont été de 20:1 et 40:1. Suite à ces essais, le bioréacteur le plus prometteur de cette deuxième étape (bioréacteur 14) a été reproduit pour le suivi de la cinétique de biodégradation à des jours 7, 14, 21, 28, 35, et 42.

Tableau 2.3 Répartition des lots de la 2^e étape

	N° lot	Sol (+ Brins de scie)* (%)	Substrat Organique (%)	Ratio C:N	(%) Taux d'humidité	Fréquence d'agitation du bioréacteur
Témoin	1	100	0	30:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
1 ^{er} choix de substrat organique	2	85	15	30:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	3	70	30	30:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	4	55	45	30:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	5	40	60	30:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	6	70	30	20:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	7	70	30	40:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
2 ^e choix de substrat organique	2	85	15	30:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	3	70	30	30:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	4	55	45	30:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	5	40	60	30:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	6	70	30	20:1	À déterminer	12 tours/6 min/d
	7	70	30	40:1	À déterminer	12 tours/6 min/d

*Bran de scie : matière organique très riche en fraction carbonée; elle est utilisée pour relever la valeur du ratio C:N du mélange de lot.

Tableau 2.4 Récapitulatif des paramètres, variables et conditions opérationnelles de la 2^e étape

Paramètres fixes	Valeur
Dimension du bioréacteur	18.9 litres
Durée du cycle de traitement	42 jours
Taux d'oxygène	4-6 % (aération naturelle)
Variables contrôlées	Valeur
Taux d'humidité (%)	De 18 à 58
Ratio C:N	20:1, 30:1 et 40:1
Taux massique du sol (%)	40, 55, 70, 85 et 100
Taux massique substrat organique (%)	60, 45, 30, 15 et 0
Fréquence d'agitation du bioréacteur	12 tours/6 min/d
Paramètres mesurés	Analyse effectuée
Hydrocarbures pétroliers (HAP, C ₁₀ -C ₅₀)	Jours 0, 21 et 42 (d ₀ , d ₂₁ , d ₄₂)
Température	En continu à chaque 5 min
Gaz (CO ₂ , CH ₄ , NH ₃ , H ₂ S)	2 fois/semaine
Teneur en MO	2 fois/semaine
Oxygène lacunaire	2 fois/semaine
pH	2 fois/semaine
Taux d'humidité (%)	2 fois/semaine

2.2 Matériels utilisés

2.2.1 Description de l'unité pilote (bioréacteur)

L'unité pilote a été élaboré en utilisant un seau de la forme cylindrique de 18.9 litres (polyéthylène) équipé d'un couvercle (Figure 2.1). Afin de conserver la chaleur interne du bioréacteur, celui-ci est protégé d'une gaine d'isolation thermique faite en fibre de verre; maintenue par une sangle. Quatre ouvertures symétriques entre-elles de 7 cm de diamètre ont été créées sur les côtés du seau afin de permettre un échange d'air avec l'extérieur. Ces ouvertures sont recouvertes d'une feuille de grillage de revêtement plastique afin de retenir la matière à l'intérieur du bioréacteur. Quatre trous de 0.5 cm de diamètre ont été perforés au

fond du seau afin de faciliter l'écoulement du lixiviat dans un autre récipient posé en-dessous. Un trou de 1 cm de diamètre situé au fond du seau permet l'insertion d'une sonde de mesure en continu de la température. Cette sonde de marque « Omega Wireless thermocouple » est relié à un ordinateur par un système sans fil. Celui-ci offre une lecture à temps réel et en continu de la température à tous les 5 min de l'essai de compostage. Trois trous linéaires ont également été perforés sur le couvercle. Le premier trou de 1 cm de diamètre, situé au centre, permet d'insérer la sonde de mesure de l'oxygène lacunaire. Les deux autres trous de 0.5 cm de diamètre, situés de part et d'autre du précédent, permet quant à eux la mesure des gaz d'émanation (CO_2 , NH_3 , CH_4 , H_2S).



Figure 2.1 Unité pilote (bioréacteur) : (à gauche) vue de haut et (à droite) de profil

Par ailleurs, un tambour rotatif a été utilisé pour assurer le mélange des bioréacteurs. Il est constitué d'un tube cylindrique de 2 m de long, ouvert de chaque côté à 30 cm de circonférence interne (Figure 2.2). Ce dispositif mécanique motorisé permet de recevoir un bioréacteur et d'assurer son mélange, à une vitesse contrôlée et à inclinaisons variables. Les ouvertures se trouvant de chaque côté du tambour rotatif permettent l'aération du mélange durant la phase de rotation des bioréacteurs.

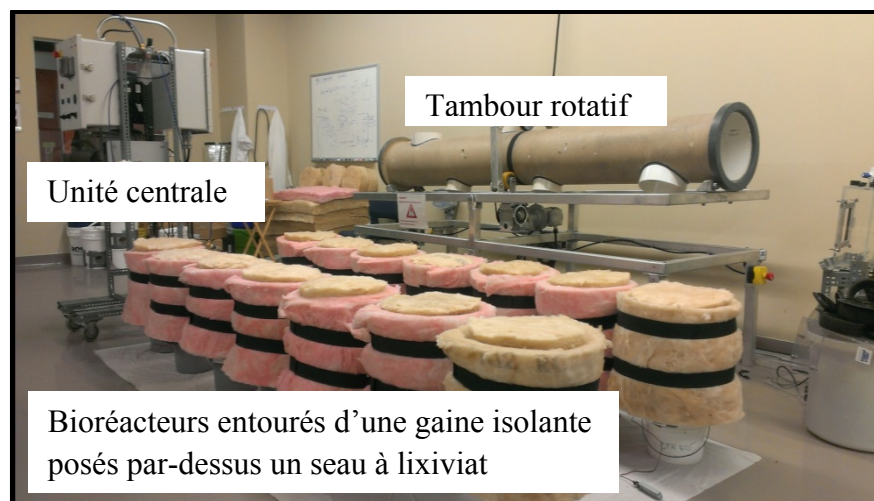


Figure 2.2 Unités pilotes dans leur ensemble

2.2.2 Intrants

2.2.2.1 Sol

Le sol a été prélevé sur un ancien site industriel de fabrication de polyéthylène et autres dérivés d'éthylène, dans l'Est de l'île de Montréal. Selon les informations issues de la carte géologique régionale, le site serait en majorité constitué de roches calcaires et les analyses de laboratoire montrent qu'il s'agit d'un sol de type silt sableux, graveleux (Tableau 2.5).

Les caractéristiques du sol, portant principalement sur son pH, sa teneur en matières organiques, son ratio C:N et sa pollution, montrent qu'il s'agit d'un sol relativement neutre ($\text{pH} = 7.4$) qui ne présente pas de risque d'acidité pour les organismes vivants du sol ou de mobilité accrue pour les métaux lourds, tel que l'indique Thomas et Lester (1993a). D'un autre côté, son ratio C:N de 16:1 et sa teneur en matières organiques (taux de MO = 6 %) montrent que le sol est faiblement organique et riche en composés azotés. Sa texture très hétérogène et composée en majorité de limon (48 % de limon) justifie son aspect souple et collant aux touchés. Ajouté à cela, la présence d'une pollution organique (hydrocarbures pétroliers) et inorganique (métaux lourds) à des seuils de concentration situés au-dessus du critère C du MDDELCC, n'est pas a priori favorable au développement de toute forme de vie de microorganismes (Amellal, 2004).

Tableau 2.1 Analyse physicochimiques du sol contaminé

pH	Humidité (%)	C/N	MO (%)	Silt (%)	Sable (%)	Gravier (%)
7.4	17	16	6	48	27	25
			Classement ministériel			Concentration
Contaminants			A	B	C	(mg/kg)
C10-C50			300	700	3500	8000
HAP			A	B	C	(mg/kg)
Naphtalène			0.1	5	50	630
Acénaphthylène			0.1	10	100	140
Acénaphène			0.1	10	100	120
Fluorène			0.1	10	100	160
Anthracène			0.1	10	100	96
Phénanthrène			0.1	5	50	360
Fluoranthène			0.1	10	100	65
Pyrène			0.1	10	100	120
Benzo(a)anthracène			0.1	1	10	27
Chrysène			0.1	1	10	< 30 (1)
Benzo(a)pyrène			0.1	1	10	18
Benzo(b)fluoranthène			0.1	1	10	7.2
Dibenzo(ah)anthracène			0.1	1	10	1.1
Benzo(k)fluoranthène			0.1	1	10	3.0
Benzo(ghi)pérylène			0.1	1	10	4.3
Indeno(1,2,3cd)pyrène			0.1	1	10	3.9
Total						≥ 1755
Métaux lourds			A	B	C	(mg/kg)
Argent (Ag)			2	20	40	9.1
Arsenic (As)			6	30	50	5
Baryum (Ba)			200	500	2000	79
Cadmium ((Cd)			1.5	5	20	1.0
Chrome total (Cr)			85	250	800	52
Cobalt (Co)			15	50	300	8
Cuivre (Cu)			40	100	500	42
Étain (Sn)			5	50	300	< 4 (1)
Manganese (Mn)			770	1000	2200	320
Nickel (Ni)			50	100	500	25
Plomb (Pb)			50	500	1000	22
Zinc (Zn)			110	500	1500	130
Total						≥ 693

(1) Dû à l'interférence de la matrice, la limite de détection a été augmentée.

2.2.2.2 Substrat organique

Le choix s'est porté sur les résidus organiques de restauration et les fumiers de poulet. Ces deux substrats organiques sont présents en abondance durant toute l'année. Le fumier de poulet provenant d'une ferme avicole de la région a révélé cependant la présence des C₁₀-C₅₀ d'environ 4900 mg/kg. Une contamination organique provenant sans doute aux fluides ayant servi à l'entretien et au fonctionnement de la machinerie de la ferme. Sa composition chimique (Tableau 2.6) montre une forte teneur en azote Kjeldahl (34000 mg N/kg) et un ratio C:N de 13:1. Quant aux résidus organiques de restauration, avec sa texture grossière et hétérogène ne permettant pas d'avoir un échantillon représentatif de l'ensemble, la concentration en C₁₀-C₅₀ a été supposée comme nulle. Par ailleurs, un ratio C:N de 25:1 a été considéré sur la base de la littérature (Gotaas, 1959; US-EPA, 1985; Mustin, 1987). Ils ont été collectés par l'organisme « Compost Montréal » auprès des restaurants du centre-ville de Montréal lors de leur tournée hebdomadaire. Ces résidus sont composés principalement de :

- matières riches en carbone : pâtes alimentaires, pain, riz, papier d'emballage, marc de café, bran de scie, etc.
- matières riches en azote : fruits (citron, orange, cantaloup, raisins, etc.), légumes (épluchures de carotte et pommes de terre, oignon, choux, laitue, poireaux, persil, ail, etc.), coquilles d'œufs, etc.
- matières non putrescibles : plastiques, coquilles d'huîtres, viandes, os, matières grasses, etc.

Un tri sélectif des matières carbonées et azotées a été effectué dès leur réception. Les matières non putrescibles ont été mises à l'écart tandis que les gros morceaux ont été découpés en de plus petits morceaux. Ensuite, les matières carbonées et azotées ont été mélangées ensemble dans des proportions égales avant d'être utilisées dans les bioréacteurs.

Tableau 2.2 Caractéristique physicochimique des substrats organiques

Caractéristique	(%) Taux d'humidité	Ratio C:N	COV (%g/g)	Azote Kjeldahl (mg/kg)	HAP (mg/kg)	C₁₀-C₅₀ (mg/kg)
Fumier de poulet	33	13	86	34000	Aucun	4900
Résidus organique	> 50	25	-	-	Aucun	Aucun

2.2.3 Suivi des variables et paramètres de l'étude

Les différentes manipulations visant l'échantillonnage des sols ont été effectuées en accord avec les protocoles du Guide d'échantillonnage du MDDELCC. Les analyses des paramètres ont quant à elles été réalisées en accord avec les méthodes d'analyses du CEAEQ (Tableau 2.7) et ont été effectuée en triplicata afin de minimiser les erreurs relatives d'où une incertitude dans les résultats inférieures à $\pm 20 \%$.

Tableau 2.3 Caractéristique physicochimique des substrats organiques

Paramètres analysés	Fréquence d'analyse	Méthode	Équipement
Température	En continu	-	Omega Wireless thermocouple
pH	Bihebdomadaire	MA. 100 – pH 1.1	pH-mètre Oakton Instrument
Ratio C:N	d ₀	-	-
Taux d'humidité	Bihebdomadaire	MA. 100 – S.T. 1.1	Four Thelco, modèle 16
Teneur en MO	Bihebdomadaire	MA. 100 – S.T. 1.1	Four Labtech
HAP ⁽¹⁾	d ₀ , d ₂₁ , d ₄₂	MA. 400 – HAP 1.1	Varian CP-3800 GC MS
C ₁₀ -C ₅₀ ⁽¹⁾	d ₀ , d ₂₁ , d ₄₂	MA. 416-C10-C50 1.0	Varian CP-3800 GC MS
Métaux lourds	d ₀	MA.200- Mét 1.2	ICP – AES

Dans le prochain chapitre, les différents paramètres présentés ci-dessus feront l'objet d'une analyse approfondie afin d'identifier les valeurs ou plage de valeurs qui permettront d'optimiser le traitement des hydrocarbures pétroliers par co-compostage.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

Ce chapitre présentera, à la suite des essais de laboratoire, l'ensemble des résultats de l'étude et le tout sous forme de tableaux, de graphiques et de figures. Ces résultats une fois condensée faciliteront la compréhension et l'explication des hypothèses émises.

3.1 Compostage des substrats organiques en absence de sol

Le compostage du fumier de poulet seul, des résidus organiques de restauration seul ou du mix (75 % de fumier + 25 % de résidus) des substrats organiques (en absence de sol), a permis de comprendre que le procédé peut se réaliser dans des conditions expérimentales telles qu'elles ont été définies et ce, pendant 42 jours de traitement.

La phase de fermentation est marquée par des émanations de gaz. L'émission de l'ammoniac (NH_3) est sept fois plus importante avec les résidus organiques qu'avec le fumier de poulet seul; alors que celle du méthane (CH_4) est trois fois plus importante avec le fumier de poulet seul qu'avec les résidus organiques (Tableau 3.1). . Un autre fait observé qui explique la présence du NH_3 en abondance est le changement de densité des résidus organiques; celui-ci ayant été fermenté voit sa densité augmentée. Sa densité augmentant, la matière organique devient à ce moment-ci plus compact et provoque l'asphyxie des microorganismes aérobies d'où l'émission du NH_3 . À souligner, la présence du lixiviat émanant du compost des résidus organiques qui est en partie dû à ce changement de densité et à sa perte de masse de près de 50 % de son poids initial

Le fumier de poulet, quant à lui, a généré une chaleur relativement élevée pendant toute la durée du cycle de traitement. Comme vu précédemment dans la revue de littérature, une telle chaleur, élevée et constante, est favorable à la solubilité des hydrocarbures pétroliers et à sa désorption de la fraction organique. La courbe d'évolution de la température du fumier de poulet présente à quelques endroits des variations pendant toute la durée du traitement,

comparée à celle des résidus organiques. Celle-ci est due à la déshydratation régulière du fumier et à des manipulations de réajustement de son taux d'humidité.

Tableau 3.1 Récapitulatif des résultats de la 1^{re} étape

Paramètres	Compostage avec résidus organiques	Compostage avec fumier de poulet	Compostage avec mix (75 % fumier + 25 % résidus)
Durée de la phase de fermentation	Une semaine	4 semaines	Plus de 4 semaines
Pic de température	58°C	53°C	56°C
Température > 30°C	Pendant 13 jours	Pendant 40 jours	Pendant 28 jours
Perte de masse initiale	Près de 50 % (w/w)	Près de 15 % (w/w)	Près de 30 % (w/w)
Taux d'humidité	Au-dessus de 50 %	Inconstant	Inconstant
Variation du pH	De 9,4 à 8,4	De 9,6 à 8,7	De 9,6 à 8,8
Lixiviat	Oui	Non	Non
Taux de dégradation des C ₁₀ -C ₅₀	N/A	80 %	59 %
CO ₂	+	+	+
CH ₄	+	+++	+++
NH ₃	+++++++	+	+++++
H ₂ S	+	+	+

La figure 3.1 montre que l'activité microbienne a démarré assez rapidement dans les trois cas et ce, dans un délai de 24h. Une phase de fermentation (mésophile et thermophile) a ensuite été observée pour des durées moyennes d'une semaine avec les résidus organiques seuls et de plus de quatre semaines avec le fumier de poulet seul ou le mix (fumier + résidus). De plus, une température supérieure à 30°C, favorable au développement des microorganismes thermophile, a été enregistrée pendant toute la durée du cycle avec du fumier de poulet seul ou du mix (fumier + résidus).

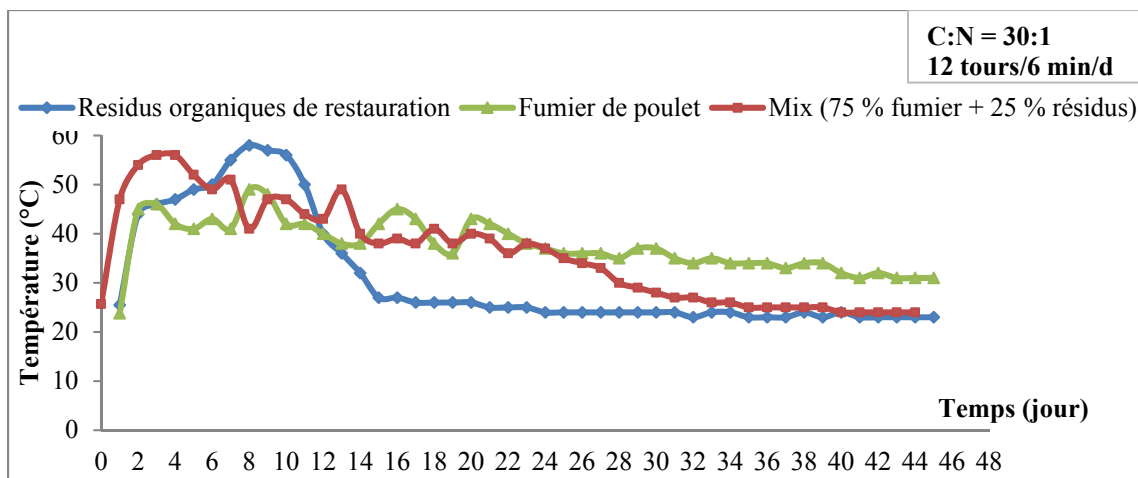


Figure 3.1 Évolution de la température en fonction de la nature du substrat organique

3.2 Compostage des substrats organiques en présence de sol contaminé en hydrocarbures pétroliers

Cet essai a montré que la présence des contaminants organiques (hydrocarbures pétroliers) et inorganiques (métaux lourds), à forte concentration (niveau C selon le classement du MDDELCC), ne compromet pas à l'activité des microorganismes. Cette réalité est plus significative en présence du fumier de poulet (pic de température à 54°C) ou du mix (fumier + résidus) (pic à 55°C) qu'il ne l'est avec des résidus organiques de restauration (39°C) (Figure 3.2).

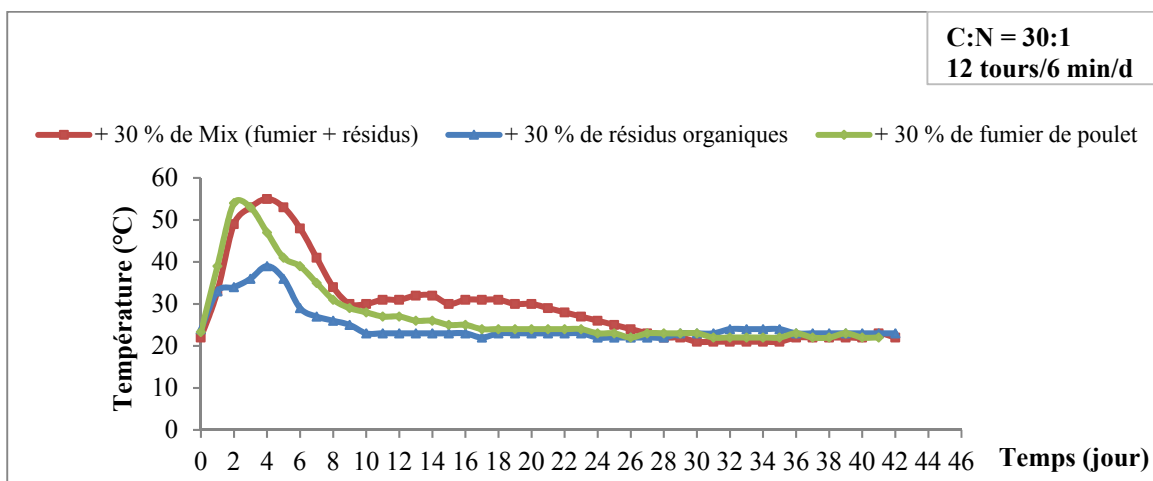


Figure 3.2 Évolution de la température en fonction de la nature du substrat organique

3.3 Détermination du taux d'humidité en fonction de l'apport en substrat organique

Certains auteurs scientifiques comme Ma *et al.* (2003) et Antizar-Ladislao *et al.* (2004) ont indiqué que le compostage des matières organiques est efficace à des taux d'humidité compris entre 50-60 %. Autant ces taux peuvent s'avérer valables en compostage quand il s'agit seulement de substrat organique, autant ils ne le sont pas dans un processus de co-compostage de sol contaminé, puisqu'il faut tenir compte du phénomène de dilution de deux matrices : sol et substrat organique (Tableau 3.2).

Tableau 3 2 Composition et répartition des lots pour l'étude des différents taux de substrat organique

N° lot	Sol (% w/w)	Substrat (% w/w)	Nature du substrat	Ratio C:N	Taux d'humidité (%)	Fréquence d'agitation	Pic observé (°C)
1	100	0	Fumier	30	18-20	12 tours/6 min/d	23
2	85	15	Fumier	30	25-28	12 tours/6 min/d	39
3	70	30	Fumier	30	30-35	12 tours/6 min/d	54
5	55	45	Fumier	30	40-45	12 tours/6 min/d	56
6	40	60	Fumier	30	52-58	12 tours/6 min/d	58

3.4 Influence du taux de substrat organique sur la biodégradation des hydrocarbures pétroliers

Dans cette expérience, seul le fumier de poulet a été utilisé pour étudier l'influence des différents taux de substrat organique sur l'activité métabolique des microorganismes. Les conditions propres à cet essai sont présentées au tableau 3.2. Les résultats montrent que plus le taux de substrat organique est important, plus la température augmente en fonction du taux. De là, l'activité microbienne semble être à l'image de la température maximale générée dans le bioréacteur. C'est en effet ce que montre la figure 3.3, avec le pic de température le plus haut (58°C) qui correspond au plus fort taux de substrat organique utilisé, soit 60 % de fumier de poulet.

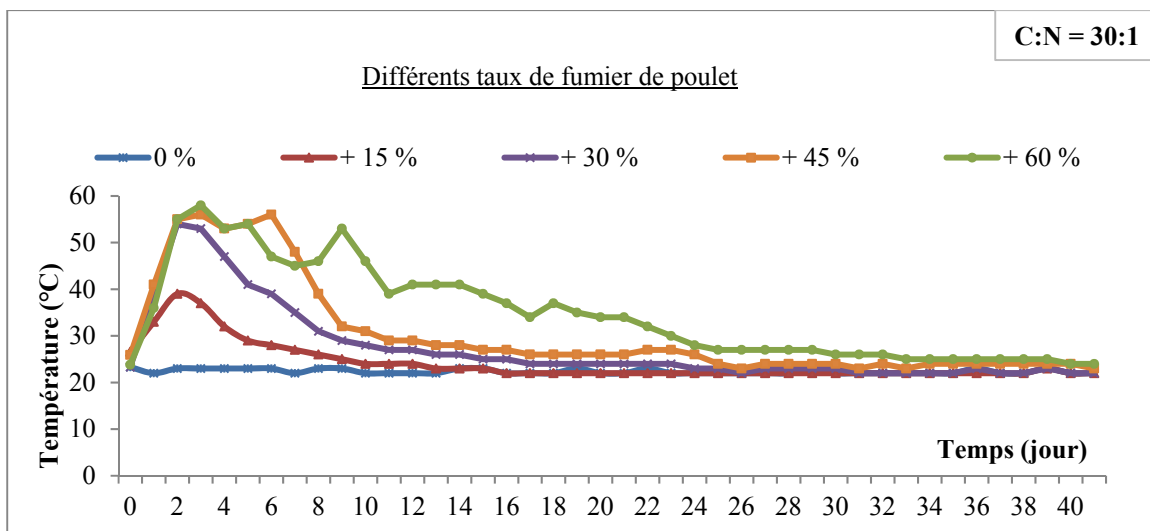


Figure 3.3 Évolution de la température en fonction du taux de fumier de poulet

En considérant le fait que l'intensité métabolique des microorganismes et l'élévation de la température sont proportionnelles à la quantité de substrat organique ajouté, comme vu précédemment dans le paragraphe 3.4, une autre série d'essais similaires à celle du tableau 3.2 a été reproduite afin d'étudier l'influence des différents taux de substrat organique sur le taux de biodégradation des hydrocarbures pétroliers. Les résultats ont montré que la température a une influence sur le taux de biodégradation des hydrocarbures. Pendant 42 jours de traitement, le meilleur taux d'abattement des hydrocarbures constaté est celui à 60 % d'ajout de fumier de poulet (Figure 3.4). Cela équivaut à 68 % de taux d'abattement pour les C₁₀-C₅₀ totaux (soit une concentration finale de 4100 mg/kg sur 12900 mg/kg initialement) et à 48 % pour l'ensemble des 16 HAP (soit 905 mg/kg sur 1756 mg/kg).

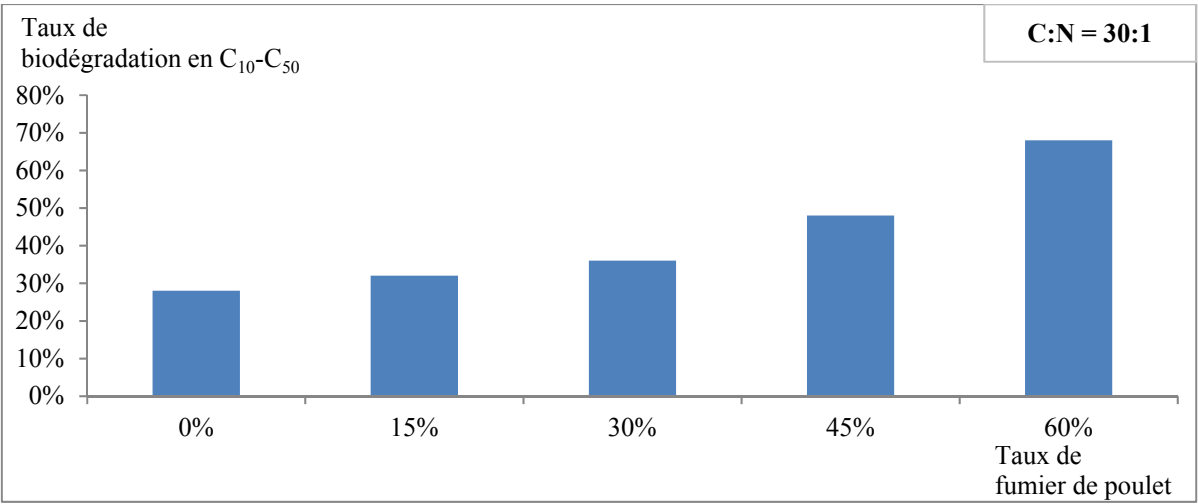


Figure 3.4 Évolution du taux d’abattement des C₁₀-C₅₀ en fonction du taux de substrat organique, après 42 jours de traitement

En identifiant le lot à 60 % de fumier de poulet comme étant le meilleur de la série, comme vu précédemment, une analyse du même échantillon s’est avérée nécessaire pour ce qui concerne les HAP (Figure 3.5).

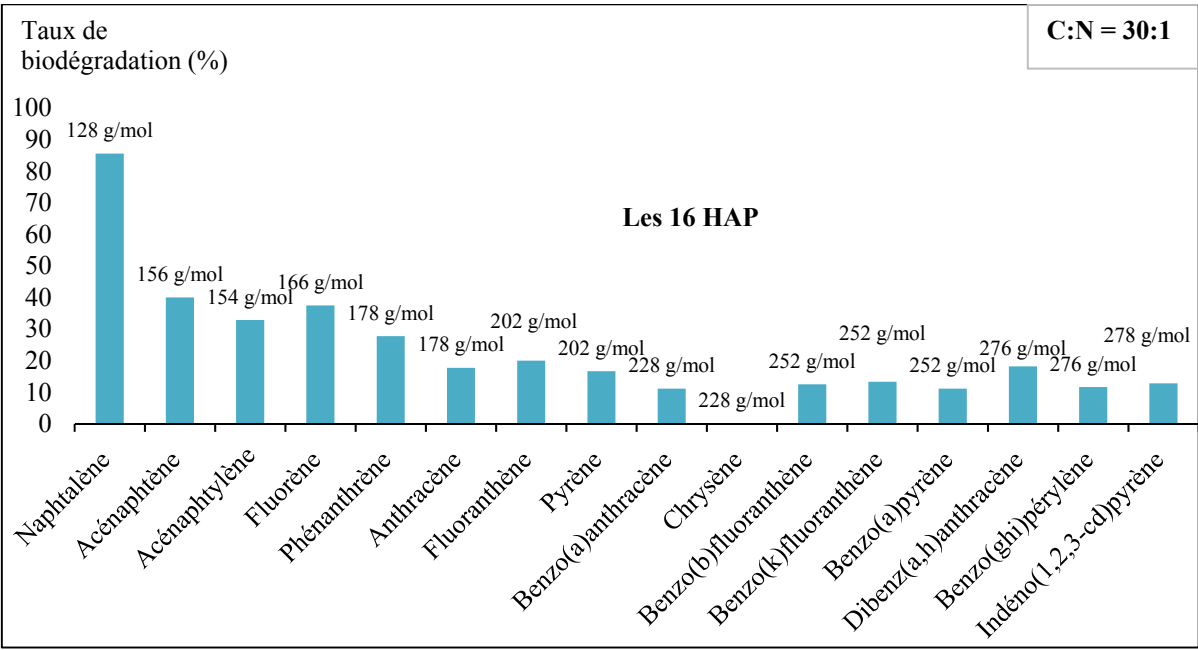


Figure 3.5 Taux de biodégradation de l’ensemble des 16 HAP à 60 % d’apport en substrat organique, après 42 jours de traitement

La Figure 3.5 montre que le taux de biodégradation de l'ensemble des 16 HAP varie en fonction de leur masse molaire (exprimée en g/mol). Plus la masse molaire est importante, plus le HAP est difficilement biodégradable. C'est le cas par exemple des HAP de plus de 202 g/mol comme le pyrène, le benzo(a)anthracène ou le benzo(a)pyrène. À contrario des HAP de faible masse molaire (178 g/mol et moins), comme le naphthalène, le fluorène ou l'anthracène, ceux-ci en plus d'être des molécules facilement biodégradables, sont des contaminants dont les caractéristiques physicochimique (chapitre 1) favorisent également leur dégradation grâce à des processus abiotiques tels que la volatilisation, etc. (Park *et al.*, 1990; Wild *et al.*, 1990).

3.5 Influence du ratio C:N sur le taux de biodégradation des hydrocarbures pétroliers

Pour l'étude des différents ratios C:N (soit 20:1, 30:1 et 40:1), le fumier de poulet et le mix (75 % fumier + 25 % résidus) ont été utilisés (Tableau 3.3).

Tableau 3.2 Composition et répartition des lots pour l'étude des différents ratios C:N

N° lot	Sol (% w/w)	Substrat (% w/w)	Nature de substrat	Ratio C:N	(%) Taux d'humidité	Fréquence de rotation	(°C) Pic Observé
1	70	30	Fumier	20:1	35-40	12 tours/6 min/d	59
2	70	30	Fumier	30:1	30-35	12 tours/6 min/d	54
3	70	30	Fumier	40:1	35-40	12 tours/6 min/d	51
4	70	30	Mix (fumier + résidus)*	20:1	35-40	12 tours/6 min/d	44
5	70	30	Mix (fumier + résidus)*	30:1	30-35	12 tours/6 min/d	57
6	70	30	Mix (fumier + résidus)*	40:1	35-40	12 tours/6 min/d	48

*Le mix (fumier + résidus) équivaut à 75 % de fumier de poulet et 25 % de résidus organiques

Tout comme les essais précédents (paragraphe 3.4), les essais ont été réalisés en fonction de deux paramètres : la température et le taux de biodégradation des hydrocarbures : en l'occurrence ici les C_{10} - C_{50} . En fonction de la température, les résultats obtenus, présentés au tableau 3.3, ont révélé une plus forte activité microbienne (pic de température de 59°C) pour un ratio C:N de 20:1 dans le cas du fumier de poulet et de 30:1 dans le cas du mix (fumier + résidus) (Figure 3.6).

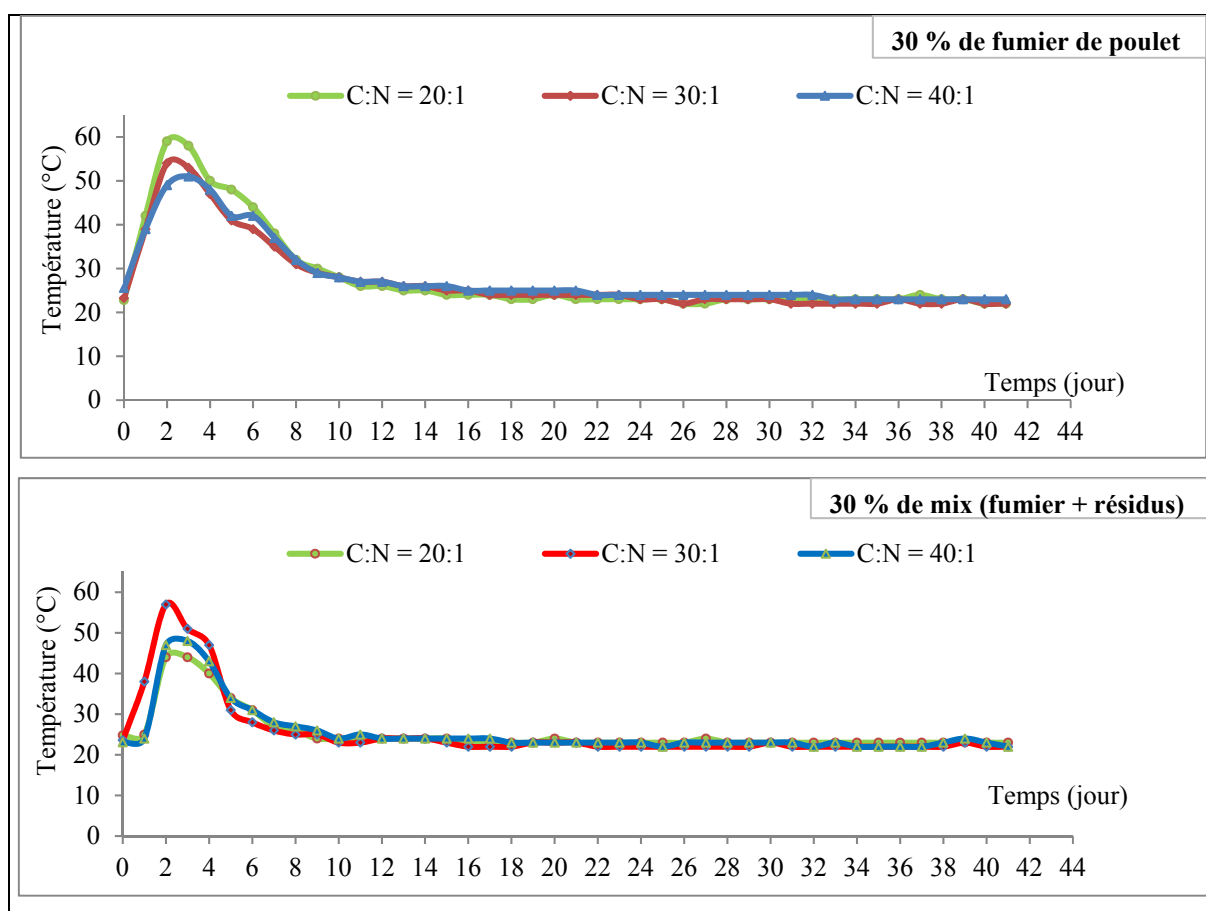


Figure 3.6 Évolution de la température en fonction des ratios C:N

En fonction du taux de biodégradation des C_{10} - C_{50} , les résultats ont cependant révélé dans le cas du fumier de poulet, un meilleur taux d'abattement de 59 %, pour un ratio C:N de 40:1, et de 66 % pour un ratio de 20:1 dans le cas du mix (fumier + résidus) (Figure 3.7).

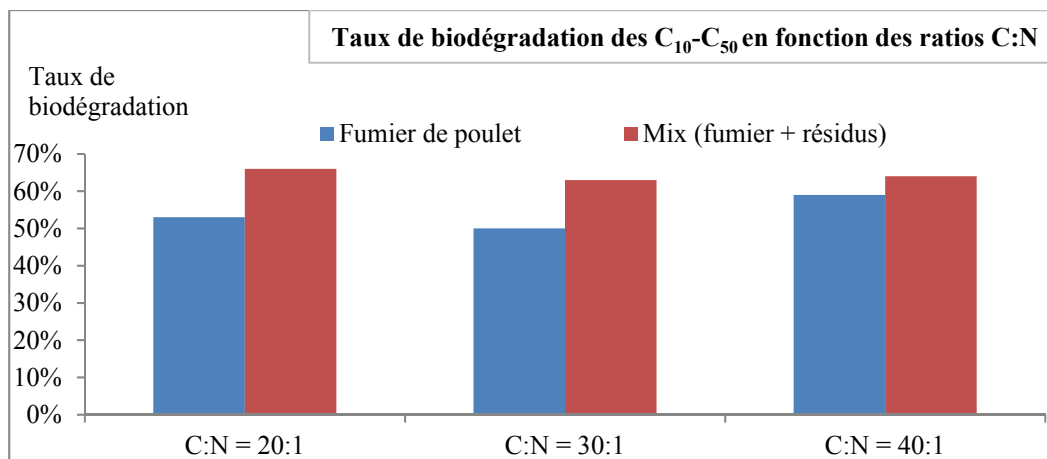


Figure 3.7 Influence des ratios C:N sur le taux de biodégradation des hydrocarbures pétroliers

Ces résultats semblent révéler que l'équilibre des fractions carbonées et azotées en co-compostage des sols contaminés n'est pas nécessairement compris entre 20:1 et 30:1 comme il apparaît en compostage des matières organiques (Ma et *al.*, 2003; Moretto et *al.*, 2005).

3.6 Étude cinétique de biodégradation des hydrocarbures pétroliers

L'étude cinétique de biodégradation des hydrocarbures pétroliers (HP), dans des conditions telles que décrites au tableau 3.2 (soit 60 % de fumier de poulet, C:N = 30:1 et taux d'humidité compris entre 52-58 %), montre une disparition des HP, rapide au début, puis progressivement plus lente. On constate par exemple que la cinétique de réaction des HAP légers (masse molaire de moins de 202 g/mol) est en moyenne trois fois supérieure de celle des HAP lourds (masse molaire de 202 g/mol et plus) (Figure 3.8). C'est le cas par exemple de l'acénaphthylène (154 g/mol) dont la cinétique de biodégradation a indiqué une vitesse de 0.55 mg/kg/d, tandis que celle du benzo(a)anthracène (228 g/mol) a été de 0.19 mg/kg/d.

Par ailleurs, il apparaît aussi clairement sur la figure 3.8 que les courbes cinétiques de biodégradation des C₁₀-C₅₀ et HAP sont assez similaires; avec une plus forte réactivité microbienne la première semaine de traitement (phase de fermentation) et un ralentissement de celle-ci à partir de la deuxième semaine (phase de refroidissement). Cette cinétique de biodégradation qui a l'allure d'une fonction logarithmique dépend de la concentration en

substrat organique ou de la biomasse tel que évoquée par Simkins et Alexander (1984) et répondrait en effet assez bien aux critères d’une cinétique de réaction d’ordre 1.

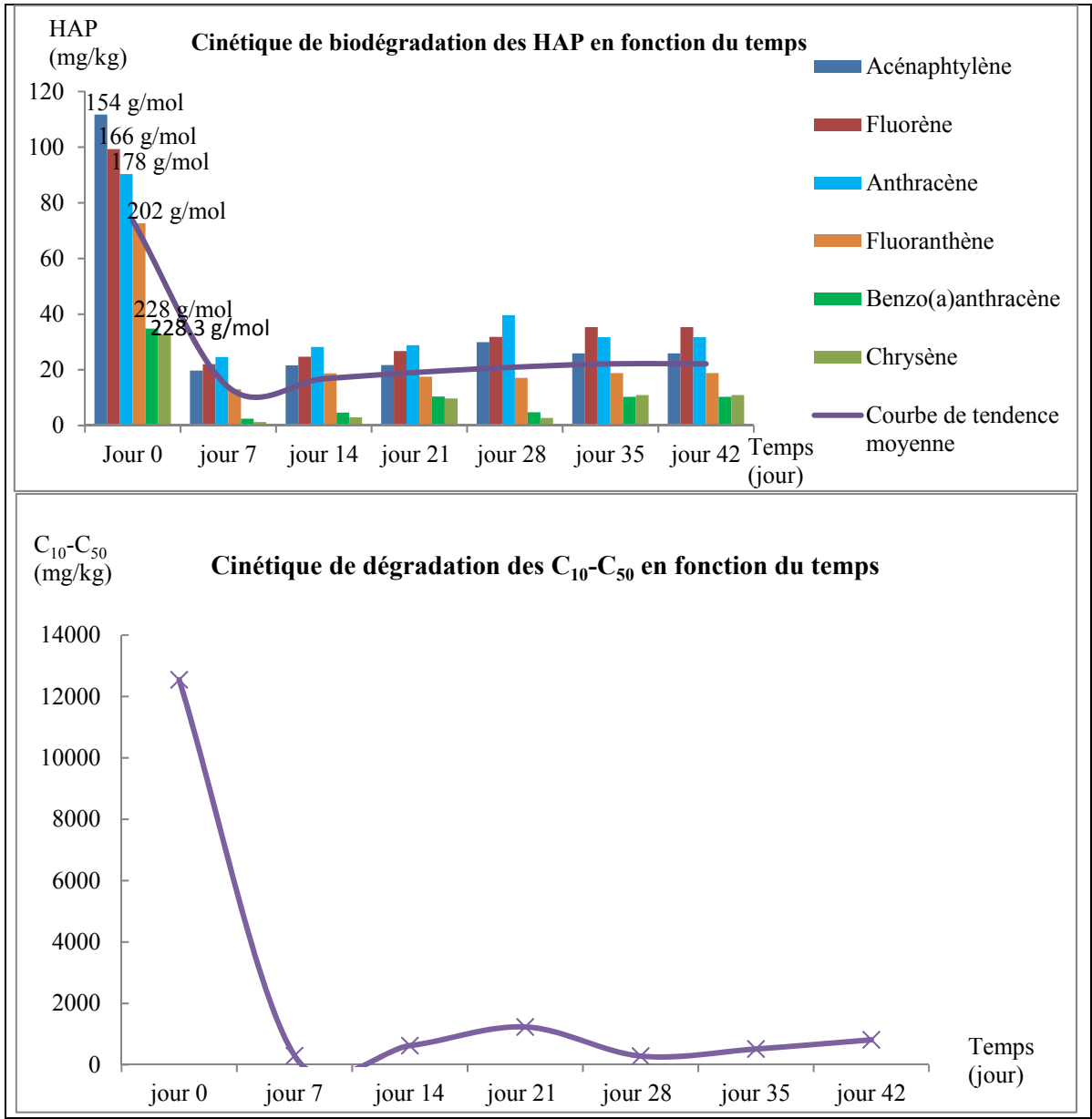


Figure 3.8 Cinétique de biodégradation des hydrocarbures pétroliers

CHAPITRE 4

DISCUSSION

Dans ce chapitre, les résultats vus précédemment feront l'objet d'une discussion en rapport à la revue de littérature. Quatre points seront mis en avant : le co-compostage du sol contaminé proprement dit, l'influence des certains paramètres ainsi que les cinétiques de biodégradation des hydrocarbures pétroliers.

4.1 Compostage de substrat organique en présence de sol contaminé aux hydrocarbures pétroliers

En se référant aux critères de sélection établis précédemment tels qu'un pic de température élevé, une phase de fermentation plus longue ou un meilleur taux d'abattement des hydrocarbures pétroliers, il en ressort de cette expérience que le fumier de poulet est plus en mesure de faciliter la biodégradation des polluants organiques que les résidus organiques. Ce substrat répond en effet aux critères établis ci-dessus. On doit ses résultats à la stabilité et la complexité des molécules organiques présentes tels que la cellulose ou la lignine. Celles-ci se dégradent plus lentement et génèrent ainsi une température élevée et constante et ce, sur une durée plus longue. Cette expérience a permis également de comprendre qu'avec le fumier de poulet, on peut stimuler une flore microbienne et assurer son activité métabolique, aussi longtemps qu'il le faudra ce qui permet de surcroît de garantir la stabilité du sol. Ceci est dû au fait que son taux de matière sèche, qui est de 74 % de sa masse brute, est trois fois plus important que celui des résidus organiques de restauration (MAPAQ, 1997; CRAAQ, 2007). Cette stabilité que le fumier apporte au sol éviterait ainsi les risques liés aux problèmes de glissement de terrain si usage de sol contaminé, d'affaissement ou de compaction, etc. De plus, le fumier de poulet est un moyen, pour un sol appauvri en éléments nutritifs et contaminés, de l'alimenter en nutriments et en microorganismes supplémentaires afin de faire renaitre ou d'augmenter l'activité biologique du sol, tout en améliorant sa structure. En choisissant d'utiliser les résidus organiques de la restauration, des lixiviats sont générés et ils devront être traités au même titre que le sol contaminé. Cela représente un inconvénient tant

pour les coûts et la durée de traitement. Aussi, les résidus organiques, par son action métabolique plus courte et rapide, ne génèrent pas suffisamment de chaleur dans le temps qui pourrait être favorable à la biodégradation des hydrocarbures pétroliers récalcitrants. Ceci étant, ce substrat pourrait être très utile pour le traitement des polluants organiques volatiles, solubles ou à faible poids moléculaire.

4.2 Influence du taux de substrat organique sur la biodégradation des hydrocarbures pétroliers

Certains auteurs tels que Larney et Olson (2006) et Hillel *et al* (2005) ont souligné un principe de cause à effet entre le taux de substrat organique et la chaleur générée mais aussi avec le taux de biodégradation des hydrocarbures pétroliers. C'est la raison pour laquelle à 60 % de taux de fumier de poulet, qui est le taux de substrat le plus testé, le pic de température a été le plus élevé, la phase thermophile la plus longue et le taux de biodégradation des hydrocarbures à son maximum. Il va s'en dire que pour obtenir un meilleur rendement, il suffira d'augmenter la quantité de substrat organique. Ceci se justifie par le fait que, plus il y a de matières organiques biodégradables et accessibles aux microorganismes, plus l'activité métabolique de ceux-ci génère une forte chaleur. Cette forte chaleur induit des réactions physico-chimiques et biologiques (métabolique et/ou cométabolique) qui, à travers elles, favorisent le rapprochement intime des matrices (sol/substrat) et par conséquent la solubilité des hydrocarbures pétroliers : une condition idéale pour rendre ces derniers biodisponibles et biodégradables par les microorganismes. Cette analyse rejoint la pensée de chercheurs comme Grimberg *et al.* (1996) et Sabatini *et al.* (1996) quand ils affirment que : « *La solubilité des hydrocarbures pétroliers serait la raison de leur biodisponibilité face aux bactéries dégradantes* » ou de Hogan (1997) « *La température est un facteur clé dans la biodégradation des hydrocarbures récalcitrants comme les HAP* » et/ou de Luers *et al.* (1996), Piat *et al.* (1996) et Bonten *et al.* (1999) quand ils déclarent que « *Les hydrocarbures pétroliers, en dépit de leur hydrophobicité, se solubilisent graduellement dans l'eau en fonction de l'augmentation de la température, tandis que leur coefficient de partage (K_{oe}) diminue de 20 à 30 % par 10 degrés générées* ».

Par ailleurs, il est nécessaire d'arrêter son choix sur le taux de substrat organique selon le secteur de valorisation. Autrement dit, prendre en considération les différentes voies de valorisation des sols biotraités, comme c'est le cas du remblaiement de terrain, de la valorisation des terres agricoles ou des sites d'enfouissement techniques.

4.3. Influence du ratio C:N sur la biodégradation des hydrocarbures pétroliers

L'étude du ratio C:N d'un système montre qu'il existe un équilibre nutritionnel entre les fractions carbonées et azotées. Cet équilibre, on l'a vu, conditionne l'aptitude des matières organiques à se décomposer facilement dans un sol sous l'action des microorganismes. Cette aptitude à se décomposer facilement dans le cas du fumier de poulet est plus forte autour d'un ratio C:N de 20:1 qu'elle ne l'est de 30:1 (et, inversement pour les résidus organiques). L'explication vient du fait que lorsque le ratio C:N est plus élevé (proche de 30:1), le processus de décomposition du fumier dans le sol peut être ralenti car l'azote facilement disponible reste en faible quantité en proportion. À contrario, si ce ratio est faible (proche de 20:1), la disponibilité de l'azote sera plus grande. À noter que l'azote sous sa forme minérale est la plus facilement assimilable par les microorganismes. Le fumier de poulet contient principalement de l'azote minéral, en plus de l'azote organique, tandis que dans les résidus organiques, seulement de l'azote organique est disponible initialement. Les pertes abondantes en azote ammoniacal (NH_3) observées durant le cycle de traitement semble l'expliquer, principalement si le pH initial est élevé, comme c'est le cas ici ($\text{pH} > 9$). Tel est le cas des résidus organiques qui, étant riche seulement en azote organique, libère abondamment d'azote ammoniacal lors de son passage de la forme organique à sa forme minérale (celle assimilable par les microorganismes).

4.4 Étude cinétique de biodégradation des hydrocarbures pétroliers

Comme il a été déjà mentionné, le taux de biodégradation des hydrocarbures pétroliers dépend de la nature et de la quantité de substrat organique utilisée, ainsi que du ratio C:N du mélange. Ce taux est également conditionné par la température intrinsèque du bioréacteur et, par conséquent, par la cinétique de biodégradation. Les résultats obtenus ont révélé en effet que la vitesse de biodégradation qui dépend du taux de substrat organique ou de l'activité de

la biomasse suit en principe la loi empirique d'Arrhenius (équation 4.1). C'est une loi selon laquelle la température est un facteur qui influence la constante de vitesse de biodégradation (K).

$$K = AArrh e^{-(Ea/RT)} \quad (4.1)$$

où

$AArrh$ = constante indépendante de la température

R = constante des gaz parfaits = $(8.314 \text{ J}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1})$

T = température (K)

Ea = énergie d'activation ($\text{J}\cdot\text{mol}^{-1}$)

Autrement dit, plus la température est élevée, plus la vitesse de biodégradation augmente et inversement. À travers cette formulation mathématique et des résultats obtenus, on s'aperçoit que le cycle de vie des microorganismes dans un environnement donné passe à travers trois phases : une phase d'acclimatation au sol contaminé, une phase de croissance microbienne caractérisée par la montée de la chaleur et les émissions de gaz et, enfin une phase de ralentissement qu'on qualifiera de phase de transition microbienne. Cette phase de transition correspond au jour 7 de la figure 3.8 et, est marquée par le déclin d'une population microbienne existante et l'apparition d'une nouvelle servant ainsi de relais. Chaque population microbienne (bactéries, champignons, etc.) est définie par un régime métabolique qui lui est propre, et par conséquent présente un cycle de vie qui lui est propre. Prenons par exemple le cas des bactéries, leur alimentation est faite de matières organiques facilement biodégradables (sucres simples, etc.) tandis que celle des champignons est faite de matières organiques complexes (lignines, celluloses, etc.) et difficilement biodégradables. Ceci semble expliquer la succession des différentes phases de co-compostage, comme vu précédemment, mais aussi de la sélection de la population microbienne versus le type de contaminant. Cette observation au niveau de l'alimentation justifierait également le fait que la vitesse de biodégradation soit en moyenne trois fois plus grande chez les hydrocarbures légers comparés aux plus lourds (Figure 3.8).

Par ailleurs, après une baisse significative du régime alimentaire de la biomasse (jour 7), attribuée sans aucun doute à un manque de composé organique facilement biodégradable (Figure 3.8), on a constaté qu'à la fin du jour 7, une légère augmentation de la concentration des hydrocarbures, fait renaître un autre régime. Ce nouveau régime alimentaire, différent du premier, pourrait être attribuable au phénomène de libération des polluants liés à la matrice du substrat organique par physisorption ou à la formation des métabolites suite à la transformation de la molécule-mère. Cela laisse croire à ce stade que les champignons agiraient sur les composés organiques les plus complexes.

CONCLUSION

La situation des sols contaminés en hydrocarbures pétroliers (HP) sur l'étendue de la province du Québec est assez alarmante. On compte encore près de 800 000 tonnes métriques de sols contaminés aux HP non traités. De plus, on a affaire à des polluants organiques dont l'effet de vieillissement les a rendu de moins en moins biodisponibles et par conséquent biodégradables aux microorganismes du sol. Face à l'inefficacité des méthodes de traitement biologiques conventionnelles, des essais expérimentaux en laboratoire, ont été réalisés sur 42 jours, dans des bioréacteurs de 18.9 litres, en utilisant une méthode de traitement alternative par apports de substrats organiques. Cette méthode vise la biodégradation des polluants organiques persistants et récalcitrants présents dans le sol par un processus de compostage des substrats organiques. La matrice organique en compostage adsorberait les polluants organiques non (ou peu biodisponibles) dans le sol, puis assurerait une prise en charge de ces polluants par le consortium de microorganismes présents dans le processus de compostage. Pour ce faire, deux types de substrat organique (résidus organiques de la restauration ou fumier de poulet) ont été testés afin de déterminer leur efficacité pour l'abattement des hydrocarbures pétroliers.

Les résultats des essais réalisés ont révélé un effet bénéfique du fumier de poulet pour des sols fortement contaminés en hydrocarbures pétroliers (12 900 mg/kg en C₁₀-C₅₀; 1756 mg/kg en HAP). Ce substrat organique agit à la fois sur la biostimulation (apport de nutriments) et la bioaugmentation (apport microbien) des microorganismes indigènes du sol, tout en favorisant son aération (apport d'agents structurants et d'éléments rigides augmentant la porosité). Son action, sur le taux de biodégradation des HPs, est proportionnelle à la quantité utilisée. Avec 60 % de taux de fumier de poulet, un taux d'humidité de 52-58 % et un ratio C:N de 20:1, les taux d'abattement en C₁₀-C₅₀ et HAP de 68 et 48 % ont été respectivement, obtenu en seulement 12 jours de traitement avec atteinte de concentrations finales de 4100 et 905 mg/kg respectivement.

Ceci étant, ces résultats portent à croire que la technologie et la méthode utilisées sont efficaces en matière de traitement biologique des sols contaminés aux hydrocarbures. Reste

maintenant à étudier l'effet bénéfique du mutualisme entre cette technologie et les adjuvants biologiques, tels que l'utilisation d'un inoculum de culture microbienne ou d'un biosurfactant (le cyclodextrine), pour l'amélioration du taux de biodégradation des hydrocarbures pétroliers récalcitrants.

Il est néanmoins important de souligner un inconvénient à ce constat prometteur. En effet, la limite majeure de cette méthode de traitement alternative serait son "applicabilité" en milieu industriel ou municipal. Le contexte politique actuel au Québec ne favorise pas hélas l'utilisation des grandes proportions de co-substrat organique en matière de traitement de sol contaminé et ce, à cause des risques liés à la mécanique de sol. La limite permise serait de 30 % du poids total du sol, en base humide, pour ce qui serait une valorisation par remblaiement par exemple. D'un autre côté, une étude plus approfondie avec différents taux d'oxygénation aurait été nécessaire pour réellement apprécier le potentiel de cette méthode dans le traitement des contaminants organiques.

ANNEXE I

CADRE LÉGISLATIF AU QUÉBEC ET AILLEURS

1. Cadre législatif au Québec et ailleurs

1.1. Au Québec

Au Québec, les lois et règlements qui encadrent les sols contaminés sont introduites par la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (PPSRTC).

1.1.1. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés

Mise en place en 1998, en remplacement de la dernière version de la Politique de réhabilitation des terrains contaminés (PRTC), cette politique met en avant la protection des sols et de l'eau souterraine par la prévention et la réhabilitation des terrains contaminés; applicable à travers une grille de critères génériques d'usage. Cette grille de critères sert à évaluer l'ampleur d'une contamination; elle sert également comme objectifs de décontamination pour un usage donné. Elle est aussi utilisée comme outil de gestion des sols contaminés excavés et a été établie de façon à assurer la protection de la santé des futurs utilisateurs et pour sauvegarder l'environnement. Le tableau 1.1 énumère ces critères génériques et leurs usages associés.

Tableau 1.1 Classification des critères génériques d'usage de la PPSRTC

Classe A	Il s'agit de la teneur de fond des contaminants se trouvant de façon naturelle dans le milieu ou ayant présenté une concentration inférieure à la limite de détection de la méthode analytique pour les produits chimiques organiques. Le sol est donc exempt de contamination et peut être utilisé sans restriction.
Classe A-B	C'est la limite de contamination acceptable de contamination pour l'utilisation des sols à vocation résidentielle, récréative ou institutionnelle.
Classe B-C	Le sol est contaminé mais peut être utilisé, hors secteurs résidentiels, par des installations commerciales et industrielles ainsi que pour les usages récréatifs peu sensibles. Des travaux de restauration sont requis dans le cas d'une utilisation résidentielle et institutionnelle du sol et pour des usages récréatifs sensibles, comme les terrains de jeu, les garderies, etc.
Classe C+	Le sol doit faire l'objet de mesures correctives.
Classe D+	Le règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC) a établi ce critère comme seuil au-delà duquel les sols doivent subir un traitement préalablement à leur disposition dans un site autorisé à cette fin.

Pour ce qui est des limites de quantification des contaminants associées aux critères ci-dessus, il est fait mention que tous les sols contaminés au-dessus du critère générique lié à

l'usage doivent être excavés et gérés de façon sécuritaire, ou faire l'objet d'un traitement jusqu'à ce que la concentration des sols laissés en place atteigne ou soit inférieure à la valeur du critère générique (Tableau 1.2).

Tableau 1.2 Grille de critères génériques pour les sols (Tiré du MDDEP, 01/10/2014)

Nom	Nbre de cycles	En mg/kg de matière sèche (ppm)		
		A	B	C
Naphtalène	2	0,1	5	50
Acénaphthylène	3	0,1	10	100
Acénaphtène		0,1	10	100
Fluorène		0,1	10	100
Anthracène		0,1	10	100
Phénanthrène		0,1	5	50
Fluoranthène	4	0,1	10	100
Pyrène		0,1	10	100
Benzo(a)anthracène		0,1	1	10
Chrysène		0,1	1	10
Benzo(a)pyrène	5	0,1	1	10
Benzo(b)fluoranthène		0,1	1	10
Dibenzo(ah)anthracène		0,1	1	10
Benzo(k)fluoranthène		0,1	1	10
Benzo(ghi)pérylène	6	0,1	1	10
Indeno(1,2,3cd)pyrène		0,1	1	10

1.1.2. Loi 72 et autres règlements

La Loi 72, entrée en vigueur en 2003 est une loi relative à la protection et à la réhabilitation des terrains, modifiant ainsi la Loi sur l'aménagement et l'urbanisme et la section IV.2.1 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE). C'est à travers cette loi que les propriétaires des ICI ont l'obligation de réhabiliter les terrains contaminés après cessation d'activités; que les municipalités doivent tenir un registre répertoriant l'ensemble des terrains contaminés figurant sur son territoire et que le ministre a pouvoir d'ordonnance d'obliger, à certains moments clés de l'activité d'une entreprise et pour certains activités industrielles ou commerciales à risque, la caractérisation des sols, et voire même la réhabilitation des terrains. Par ailleurs, elle introduit de nouveaux pouvoirs réglementaires en matière de contrôle et suivi, de traitement, de récupération, de valorisation et d'élimination de sols contaminés.

Trois règlements relatifs à la gestion des sols contaminés au Québec feront l'objet de la réforme ministérielle qui est prévu à la fin 2015.

1.1.3. Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC)

Entré en vigueur en 2001, il vise à encadrer l'aménagement, l'exploitation, la fermeture et le suivi des lieux d'enfouissement de sols contaminés. Outre l'objectif de réduire l'importation de sols fortement contaminés à des fins d'enfouissement, le Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés vise également à établir un cadre réglementaire pour les lieux d'enfouissement, à encourager la recherche, le développement et la démonstration de technologies de décontamination des sols, à favoriser l'établissement et l'utilisation de technologies de décontamination, et à créer un contexte incitatif à la valorisation des sols.

Dans le cadre de sa future politique verte, les seuils du RESC seront resserrés afin de favoriser des technologies de traitement in situ, et c'est sans compter que les redevances que le Ministère imposera à des propriétaires qui souhaitent enfouir les sols contaminés au lieu de les traiter et les valoriser.

1.1.4. Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (RPRT)

Entré en vigueur en 2003, et comme son nom l'indique, il assure la protection et la réhabilitation des terrains contaminés. Son application repose sur plusieurs dispositions de la section IV.2.1 de la Loi sur la qualité de l'environnement et sur un certain nombre de critères figurant aux annexes 1, 2 et 3 qui feront l'objet de révision dans le projet de réforme de fin 2015.

Il fixe les valeurs limites pour une gamme de contaminants, détermine les catégories d'activités industrielles ou commerciales visées et établit pour certaines d'entre elles les cas, conditions et délais dans lesquels un contrôle de la qualité des eaux souterraines à l'aval hydraulique des terrains devra être réalisé.

Le RPRT a notamment pour effet de faciliter l'application du pouvoir d'ordonnance du ministre pour obliger la caractérisation de terrains et leur réhabilitation si elle est requise. De plus, il permet de mieux connaître et de corriger toute contamination issue d'activités industrielles ou commerciales lorsque les entreprises œuvrant dans un secteur visé cessent définitivement leurs activités.

1.1.5. Règlement sur le stockage et les centres de transfert des sols contaminés (RSCTSC)

Il détermine certaines obligations pour les responsables de l'excavation de sols contaminés, et fixe les conditions liées à l'exploitation d'un centre de transfert et au stockage temporaire de sols contaminés ailleurs que sur le terrain d'origine.

Le règlement a également pour but de contribuer à l'assainissement et à la réutilisation sécuritaire des sols, compte tenu que les sols contaminés acceptés dans un centre de transfert devront être acheminés dans un lieu de traitement en vue de leur décontamination et que les sols entreposés dans les lieux de stockage temporaire devront être valorisés.

Ce règlement fera également l'objet d'une modification dans le cadre de la future réforme ministérielle qui souhaite mettre en avant des technologies vertes de traitement in situ des sols contaminés. En révisant le RSCTSC, le ministère souhaite ainsi éviter bien de difficultés dans la gestion des sols et sites contaminés qui consiste à excaver un sol contaminé, à le transporter vers un centre de traitement, à l'entreposer et à le stocker.

Au regard de son contexte historique jusqu'à nos jours, le Québec semble avoir pris un réel engagement face aux enjeux liés à la mauvaise gestion des sols et sites contaminés et souhaite rapidement corriger les erreurs du passé. Qu'en est-il ailleurs ?

1.2. Ailleurs

1.2.1. En France

Il n'existe pas de législation proprement dite concernant les sols et les sites pollués comme on peut le voir au Québec. Le cadre réglementaire existant est celui relatif aux déchets et aux ICPE. Il stipule que l'exploitant d'un site a l'obligation de prévenir les pollutions et de remettre le site en état en fin d'exploitation. Seule une lettre circulaire de 1993, destinée aux Préfets de départements fait office de la politique nationale en ce qui concerne la gestion des sites et des terrains pollués. Cette circulaire établit des principes portant sur le recensement systématique des sites pollués, le traitement en fonction de l'usage et des impacts sur la santé et l'environnement, et la méthode d'évaluation des risques.

Contrairement au Québec, un site pollué en France n'est pas défini dans l'absolu, mais plutôt selon l'usage qu'on en fait au cas par cas (aires de jeu pour enfants, résidences, parcs et zones récréatives ou industries). C'est ce qui explique pourquoi les référentiels génériques de qualités des sols changent donc en conséquence.

1.2.2. Aux Pays-Bas

Le Pays-Bas est l'un des pionniers en matière de gestion des sols pollués en Europe. En 1987, le pays a mis en place une Loi de protection des sols qui donnait aux propriétaires une position centrale dans les décisions d'action de réhabilitation, avec cette approche qui consistait à éliminer le polluant dans sa totalité ou de l'isoler complètement. Dans la pratique, ces dispositions ont été jugées trop rigides et coûteuses. Alors, le gouvernement en 1997 a opéré à une révision de sa politique de gestion des sols pollués. Celle-ci apporte (a) une nouvelle approche de dépollution basée sur les usages du sol et les fonctions qui sont attribuées aux sols; (b) et une stratégie de gestion décentralisée qui dépend des conditions locales et porte sur la prévention de dispersion de la pollution, la réduction des risques et l'amélioration de la qualité des sols.

1.2.3. En Europe

Il existe en Europe, depuis 2006, une réglementation commune des états membres, en matière de gestion des sols pollués. Cette stratégie européenne tient au fait que la dégradation

du sol dans un état membre peut avoir des conséquences au-delà des frontières de cet état. Elle exige des états membres d'établir au 5 ans un inventaire national des sites potentiellement contaminés, ainsi qu'un plan d'assainissement national (cadre normatif) sur 7 ans portant particulièrement sur les objectifs d'assainissement, les sites prioritaires, un calendrier de mise en œuvre et une estimation des fonds pour la réhabilitation des sites inventoriés. Autre disposition de la politique européenne en matière de gestion des sols pollués : la vente de terrain. Elle stipule que la vente d'un terrain potentiellement pollué s'accompagnerait d'un rapport relatif à l'état du sol (son historique, les résultats de l'étude de sol et les seuils de concentration à risque pour la santé humaine et l'environnement), et celui-ci devra être mis à la disposition de l'acheteur et de l'autorité concernés.

ANNEXE II

CARACTÉRISTIQUES PHYSICOCHIMIQUES DU FUMIER DE POULET

ID Maxxam		X79586	X79586		
Date d'échantillonnage		2014/02/27	2014/02/27		
# Bordereau		E-884208	E-884208		
	UNITÉS	FUMIER DE POULETS	FUMIER DE POULETS Dup. de Lab.	LDR	Lot CQ
CONVENTIONNELS					
Nitrate(N) et Nitrite(N)	mg/kg	17	N/A	10	1284001
Nitrates (N-NO3-)	mg/kg	12	N/A	10	1284001
Nitrites (N-NO2-)	mg/kg	4	N/A	2	1284001
NTK Azote Total Kjeldahl	mg/kg	34000	N/A	300	1284817
Rapport C/N	un.	13	N/A	N/A	1285314
Matières volatiles à 550 C	% g/g	86	86	0.2	1283680
LDR = Limite de détection rapportée					
Lot CQ = Lot contrôle qualité					
N/A = Non Applicable					

ANNEXE III

ANALYSE DE LA LISTE DES HAP DU SOL CONTAMINÉ

% HUMIDITE	%	-	-	-	17	N/A	N/A
HAP							
4+5+6 Méthylchrysène	mg/kg	-	-	-	5.4	0.3	1286831
7H-Dibenzo(c,g)carbazole	mg/kg	-	-	-	<0.1	0.1	1286831
Dibenzo(a,e)pyrène	mg/kg	-	-	-	0.7	0.1	1286831
Acénaphtène	mg/kg	0.1	10	100	120	1	1286831
Acénaphthylène	mg/kg	0.1	10	100	140	1	1286831
Anthracène	mg/kg	0.1	10	100	96	1	1286831
Benzo(a)anthracène	mg/kg	0.1	1	10	27	0.1	1286831
Benzo(a)pyrène	mg/kg	0.1	1	10	18	0.1	1286831
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg	0.1	1	10	7.2	0.1	1286831
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg	0.1	1	10	3.0	0.1	1286831
Benzo(c)phénanthrène	mg/kg	0.1	1	10	9.5	0.1	1286831
Benzo(ghi)pérylène	mg/kg	0.1	1	10	4.3	0.1	1286831
Chrysène	mg/kg	0.1	1	10	<30 (1)	30	1286831
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg	0.1	1	10	1.1	0.1	1286831
Dibenzo(a,i)pyrène	mg/kg	0.1	1	10	0.5	0.1	1286831
Dibenzo(a,h)pyrène	mg/kg	0.1	1	10	0.3	0.1	1286831
Dibenzo(a,l)pyrène	mg/kg	0.1	1	10	<0.1	0.1	1286831
7,12-Diméthylbenzanthracène	mg/kg	0.1	1	10	<0.1	0.1	1286831
Fluoranthène	mg/kg	0.1	10	100	65	1	1286831
Fluorène	mg/kg	0.1	10	100	160	1	1286831
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg	0.1	1	10	3.9	0.1	1286831
3-Méthylcholanthrène	mg/kg	0.1	1	10	<0.1	0.1	1286831
Naphtalène	mg/kg	0.1	5	50	630	10	1286831
Phénanthrène	mg/kg	0.1	5	50	360	1	1286831
Pyrène	mg/kg	0.1	10	100	120	1	1286831
2-Méthylnaphtalène	mg/kg	0.1	1	10	170	1	1286831
1-Méthylnaphtalène	mg/kg	0.1	1	10	150	1	1286831
1,3-Diméthylnaphtalène	mg/kg	0.1	1	10	18	0.1	1286831
2,3,5-Triméthylnaphtalène	mg/kg	0.1	1	10	0.9	0.1	1286831
2-Chloronaphtalène	mg/kg	-	-	-	<0.1	0.1	1286831
Benzo(e)pyrène	mg/kg	-	-	-	8.7	0.1	1286831
LDR = Limite de détection rapportée							
Lot CQ = Lot contrôle qualité							
N/A = Non Applicable							

ANNEXE IV

ANALYSE DES C₁₀-C₅₀ DU SOL CONTAMINÉ

[illegible]

ANNEXE V

ÉTUDE GRANULOMÉTRIQUE DU SOL

[illegible]

ANNEXE VI

ANALYSE DES MÉTAUX LOURDS DU SOL CONTAMINÉ

	UNITÉS	E3-I-S	LDR	Lot CQ
MÉTAUX				
Argent (Ag)	mg/kg	9.1	0.5	1294465
Arsenic (As)	mg/kg	5	5	1294465
Baryum (Ba)	mg/kg	79	5	1294465
Cadmium (Cd)	mg/kg	1.0	0.5	1294465
Chrome (Cr)	mg/kg	52	2	1294465
Cobalt (Co)	mg/kg	8	2	1294465
Cuivre (Cu)	mg/kg	42	2	1294465
Etain (Sn)	mg/kg	<4	4	1294465
Manganèse (Mn)	mg/kg	320	2	1294465
Molybdène (Mo)	mg/kg	1	1	1294465
Nickel (Ni)	mg/kg	25	1	1294465
Plomb (Pb)	mg/kg	22	5	1294465
Zinc (Zn)	mg/kg	130	10	1294465
LDR = Limite de détection rapportée				
Lot CQ = Lot contrôle qualité				

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Anderson, T. A., Guthrie, E. A. Walton, B. T. 1993. Bioremediation in the rhizosphere : Plant roots and associated microbes clean contaminated soil. *Environ Sci Technol*, 27. 6 p.
- Alexander, M. 1977b. « Introduction to Soil Microbiology ». Published by John Wiley and Sons, New York. 467 p.
- Alexander, M. 1977a. « Ecology of nitrogen-fixing organisms, in : Biollogical Nitrogen Fixation in Farming Systems of the Tropics » Second Edition. Published by Wiley, New York. 114 p.
- Amellal, N., Portal, J. M., Berthelin, J. 2001. Effect of soil structure on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons within aggregates of a contaminated soil. *Applied Geochemistry*, 16. 8 p.
- Atagana, H.I., Haynes, R.J., Wallis F.M. 2003. *Optimization of soil physical and chemical conditions for the bioremediation of creosote-contaminated soil*. Biodegradation, 14. 10 p.
- Atagana, H.I., 2004. *Co-composting of PAH-contaminated soil with poultry manure*. Biotech. Appl.Microb., 39. 5 p.
- Amalric L., Cabillic J., Lestremeau F., Margoum C., 2011. *Analyse de polluants organiques dans les sédiments : procédures de dopage pour la validation des méthodes*. Programme scientifique et technique. Document final. BRGM. 33 p.
- Amir S., Hafidi M., Merlina G., Hamdi H., Revel J.C. 2005. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of lagooning sewage sludge. *Chemosphere, Elsevier*, vol 58. 458 p.
- Antizar-L.B; Lopez-Real J. M, Beck AJ. 2004. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated waste using composting approaches. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol*. 289 p.
- Barrow G.M. 1996. « Physical Chemistry » Editions: ISBN0070647747, The McGraw-Hill Companies, Inc. 910 p.
- Barsauskas, 2014. *Analyses des suivis environnementaux et des méthodes d'intervention lors de déversements pétroliers en milieux aquatiques tempérés et nordiques*. Mémoire présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable. Université de Sherbrooke. 157 p.

- Bégin R., Prus A. 1999. « Lignes directrices pour le traitement de sol par biodégradation, bioventilation, ou volatilisation (Direction des politiques du secteur industriel service des lieux contaminés) ». Québec, Ministère de l'Environnement.
- Berthe L., Druilhe, C., Massiani, C., Tremier, A., de Guardia, A.,. 2007. Coupling a respirometer and a pycnometer, to study the biodegradability of solid organic wastes during composting. *Biosystems engineering*. 97 p.
- Bonneau M et Souchier B. 1994. « Constituants et propriétés des sols ». Pédologie. 2^e édition. Masson, Paris. 665 p.
- Boonchan S., Britz F.L., Stanley G.A. 2000. Degradation and mineralization of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by defined fungal-bacterial cocultures. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol 66. 1007-1019 p.
- Calvet R. 1980. *Adsorption of organic chemicals in soils*, Environmental Health Perspectives, 83. 32 p.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2015. *Hydrocarbures pétroliers : caractéristiques, devenir et criminalistique environnementale* – Études GENV222 et GENV23, Évaluation environnementale stratégique globale sur les hydrocarbures. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 41 p. et annexes.
- Cerniglia CE. 1992. *Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons*. Biodegradation 3. 17 p.
- Cerniglia, C.E. 1997. *Fungal metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons: Past, present and future applications in bioremediation*. J. Ind. Microbiol. Biot. 19, 324 p.
- Chabalier P. F., Van de Kerchove V., Saint Macary H. 2006. « Guide de la fertilisation organique à la Réunion », (Montpellier, CIRAD), 302 p.
- Chaudhry, D., Blom-Zandstra, M., Gupta, S. Joner, E. J. 2005. Utilising the synergy between plants and rhizosphere microorganisms to enhance breakdown of organic pollutants in the environment. *Environ. Sci. Pollut. R.*, 12. 14 p.
- Christine Bidaud. 1998. Biodégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Approche microbiologique et application au traitement d'un sol pollué. Chemical and Process Engineering.
- Colombano S. 2010. Quelles techniques pour quels traitements – Analyses coûts-bénéfices, Rapport final BRGM-RP-58609-FR. Bureau de recherches géologiques et minières, Orléans, 399 p.

- CRAAQ. 2007. « Caractéristiques des effluents d'élevage. Valeurs références pour les volumes et pour les concentrations d'éléments fertilisants ». *Production porc (lisiers)*. En ligne. 7 p.
< <http://pub.craaq.qc.ca/transit/validees/tdm.pdf> > Consulté le 31 janvier 2014
- Déziel E., Paquette G., Villemur R., Lépine F., Bisaillon J.-G. 1996. Biosurfactant production by a soil *Pseudomonas* strain growing on polycyclic aromatic hydrocarbons. *Appl Environ Microbiol* 62, 1908–1912.
- Doyle E, Muckian L, Hickey AM, Clipson N. 2008. *Microbial PAH degradation*. Adv. Appl. Microbiol. 65. 39 p.
- Duchesne. 2013. *Recommandation pour la réhabilitation des sols contaminés d'un ancien site de traitement du bois*. Maître en environnement, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada. 71 p.
- Ehlers and Loibner, 2006. Linking organic pollutant (bio)availability with geosorbent properties and biomimetic methodology: A review of geosorbent characterization and (bio)availability prediction. *Environmental Pollution* 141 p.
- Fernández-Luqueño F., Valenzuela-Encinas C., Marsch R., Martínez-Suárez C., Vázquez-Núñez E., Dendooven L. 2010. Microbial communities to mitigate contamination of PAHs in soil - possibilities and challenges: a review. *Environmental Pollution Science Research* 30 p.
- Fingas, 2011. *Oil « Spill Science and Technology »*, 1st Edition. Gulf Professional Publishing, États-Unis, ISBN 978-1-85617-943-0, 1192 p.
- Fingas, 2013. « *The Basics of Oil Spill Cleanup* ». Troisième édition, Boca Raton. CRC Press, États-Unis, 266 p.
- Finstein M. S., Cirello J., MacGregor S. T., Miller F. C., Suler D. J., Strom P. F. 1980a. Discussion Engineering principles of sludge composting by R. T. Haug. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol 52. 7 p.
- Finstein M. S., Cirello J., MacGregor S. T., Miller F. C., Psarianos K. M. 1980b. *Sludge Composting and Utilization : Rational Approach to Process Control*. Final. Report to USEPA, NJ DEP, CCMUA. National Technical Information Service, Springfield. VA.
- Fritsche and Hofrichter, 2000. « *Aerobic degradation by microorganisms* ». Bio/Technology Set, Second Édition (eds H »-J. Rehm and G. Reed), Wiley-VCH Verlag GmbH, Weimheim, Germany.

- Goyer S., Jaouich A., Morency M., Couillard D. 1995. Techniques de restauration de sites contaminés par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP): I- Fondements et procédés biologiques, *Vecteur Environnement*, Vol. 28. No 1, 53 p.
- Gotaas H. 1959. *Compostage et assainissement*. World Health Organization Library, http://www.pseau.org/outils/ouvrages/who_gotaas_compostage_assainissement_fr.pdf
- Grimberg, S.J., Stringfellow, W.T., Aitken, M.D. 1996. Quantifying the biodegradation of phenanthrene by *Pseudomonas stutzeri* P16 in the presence of a nonionic surfactant. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62. 5 p.
- Johnsen A. R., Wick L., Harms H. 2005. Principles of microbial PAH-degradation in soil. *Environmental Pollution*. 13 p.
- Kaiser, 1983. Analyse de la microbiologie du compost. (1ère partie) Compost information. 4 p.
- Haritash A., Kaushik C. 2009. Biodégradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) : a review. *Journal of hazardous materials*. 15 p.
- Larsen and McCartney, 2000. Effect of C:N ratios on microbial activity and N retention: bench-scale study using pulp and paper biosolids. *Compost Science & Utilization* 12 p.
- Magee and al. 1991. Transport of dissolved organic macromolecules and their effect on the transport of phenanthrene in porous media. *Environ. Sci. Technol.* 8 p.
- MAPAQ (Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Agroalimentaire du Québec). 1997. *Guide régional sur la composition des fumiers et lisiers sur les fermes de la Montérégie-Est*, Bureau des renseignements agricole de Saint-Hyacinthe.
- Mbuligwe S. E., Kassenga G. R., Kaseva M., Chaggu E.J. 2002. Potential and constraints of composting domestic solid waste in developing countries: findings from a pilot study in Dar es Salaam, Tanzania. *Resources, Conservation and Recycling*, 14 p.
- Militon C., 2007. « Caractérisation des communautés procaryotiques impliquées dans la biorémédiation d'un sol pollué par des hydrocarbures et développement d'outils d'analyse à haut débit. Protistologie ». Université Blaise Pascal - Clermont-Ferrand II; Université d'Auvergne - Clermont-Ferrand I. 206 p.
- Mustin M. 1987. « LE COMPOST : Gestion de la matière organique ». *Editions François DUBUS*. PARIS. 954 p.

- Neff J. M., Ostazeski S., Gardiner W., Stejskal I. 2000. Effects of weathering on the toxicity of three offshore australian crude oils and a diesel fuel to marine animals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12 p.
- Nielsen T., Siigur K., Helweg C., Jorgensen O., Hansen P.E. et Kirso U. 1997. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments to humic acid as studied by high-performance liquid chromatography. *Environ. Sci. Technol.*, 31. 6 p.
- Paul E. A. and Clark F. E. 2007. *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press Inc. (Harcourt Brace Jovanovich Publishers). 3rd edition. 335 p
- Peng F., Wang Y., Sun F., Liu Z., Lai Q., Shao Z. 2008. A novel lipopeptide produced by a Pacific Ocean deep-sea bacterium, *Rhodococcus* sp. TW53. *Journal of Applied Microbiology*. 7 p.
- Pernot. A. 2012. « Soil structure and organic matter repartition as controlling factors of PAH-type compounds availability in a former industrial soil ». Université de Lorraine, UMR 1120 LSE Sols et Environnement de Nancy.
- Perrin J. 1974. Classification des sols organiques. *Bull, liaison Labo. P. et Ch.* 47 p.
- Quantin, C., Joner, E.J., Portal, J.M., Berthelin, J. 2005. PAH dissipation in a contaminated river sediment under oxic and anoxic conditions. *Environmental Pollution*, 134. 7 p.
- Québec. MDDEFP (2013b). « Bilan de la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010 ». In Gouvernement du Québec. MDDEFP. En ligne < <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan/bilan2010.pdf> > Consulté le 14 mai 2014)
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) 2012. *Projet de politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, Plan d'action 2012-2016*. Québec, Service des lieux contaminés et des matières dangereuses, 18 p.
- Radovic J. R., Dominguez C., Laffont K., Diez S., Readman J. W., Albaiges J., Bayona J. M. 2012. « Compositional properties characterizing commonly transported oils and controlling their fate in the marine environment ». *Journal of Environmental Monitoring*. 9 p.
- Raoul Calvet. 2003. « Le sol- Propriétés et fonctions Tome 1 : Constitution et structure, phénomènes aux interfaces ». *France Agricole/Dunod, Référence scientifique*. 455 p.
- Sadaka S. and El Taweel A. 2003. Effects of aeration and C: N ratio on household waste composting in Egypt - *Compost science & utilization*. 4 p.

- Sabatini, D.A., Knox, R.C., Harwell, J.H. 1996. *Surfactant-Enhanced DNAPL Remediation: Surfactant. Selection, Hydraulic Efficiency, and Economic Factors*, U.S. EPA Environmental Research Brief number EPA/600/S-96/002.
- Samanta SK, Singh OV, Jain RK. 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation. *Trends Biotechnol.* 20. 5 p.
- Schwarzenbach R. P. and Westall J. 1981. Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies. *Environmental Science and Technology.* 7 p.
- Siciliano, S. D. Germida, J. J. 1998. Mechanisms of phytoremediation: biochemical and ecological interactions between plants and bacteria. *Environmental Reviews*, 6. 14 p.
- Simkins S., Alexander M. 1984. Models for mineralization kinetics with the variables of substrate concentration and population density. *Appl Environ Microbiol.* 7 p.
- Speight, 2014. *The Chemistry and Technology of Petroleum - Fifth Edition.* CRC Press, États-Unis, 984 p.
- Soltani M., 2004. Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram-négatives hydrocarbonoclastes. Variation en fonction de la source de carbone. Thèse de doctorat en chimie analytique. Autre. *Chimie ParisTech.* 284 p.
- Stotzky G. and Rem L. T. 1967. Influence of clay minerals on microorganisms. IV. Montmorillonite and kaolinite on fungi. *Canadian Journal of Microbiology.* 15 p.
- Straube W.L., Nestler C.C., Hansen L.D., Ringleberg D., Pritchard P.H., Jones-Meehan, J. 2003. Remediation of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) through landfarming with biostimulation and bioaugmentation. *Acta Biotechnol.* 23. 17 p.
- Thomas A. O. et Lester J. N. 1993a. The microbial remediation of former gasworks sites. *A review, Environ. Technol.* 24 p.
- Tiehm A. et Schulze S. 2003. Intrinsic aromatic hydrocarbon biodegradation for groundwater remediation. *Oil & Gas Science and Technology.* 13 p.
- Vecchioli G. I., Del Panno M. T., Paineira M. T. 1990. Use of selected autochthonous soil bacteria to enhance degradation of hydrocarbons in soil. *Environmental Pollution.* 9 p.
- Vergé-Leviel, C. 2001. « *Les micropolluants organiques dans les composts d'origine urbaine : étude de leur devenir au cours du compostage pour l'évaluation des risques de contamination des sols après épandage des composts* ». Thèse de doctorat. Institut National Agronomique Paris-Grignon, Paris, 144 p.

- Wackett L. P and Hershberger D. C. 2000. Microorganisms genomics and prediction. Nucleic Acids res. *The University of Minnesota Biocatalysis*. 2 p.
- Waksman, S.A., 1959. « The actinomycètes. Microbiology Volume 1. Nature, Occurrence and activities ». *Williams and Wilkins Co., Baltimore, Maryland*. 327 p.
- West C.C. et Harwell J.H. 1992. Surfactants and subsurface remediation, *Environ. Sci. Technol.*, 36. 6 p.
- Widdel F. and Rabus R. 2001. Anaerobic biodegradation of saturated and aromatic hydrocarbons. *Curentr Opinion in Biotechnology*. 17 p.
- Wild, S. ; Waterhouse, K., McGrath, S. ; Jones, K. 1990. Organic contaminants in agricultural soil with a known history of sewage sludge amendments : polynuclear aromatic hydrocarbons. *Environmental Science and Technology*, 24. 5 p.
- Zheng ZM, Obbard JP. 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbon removal from soil by surfactant solubilization and Phanerochaete chrysosporium oxidation. *J. Environ. Qual.* 31. 5 p.